

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIPARIA, INSECTOS ACUÁTICOS Y
PECES, INFLUENCIADOS POR LAS VARIACIONES EN LA CALIDAD Y
CANTIDAD DE LOS CAUDALES DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN,
NUEVO LEÓN, MÉXICO.

TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA

BIOL. SANJUANA GUERRA PÉREZ

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

AGOSTO DEL 2000

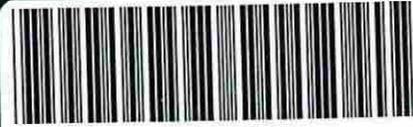
TM

Z5991

FCF

2000

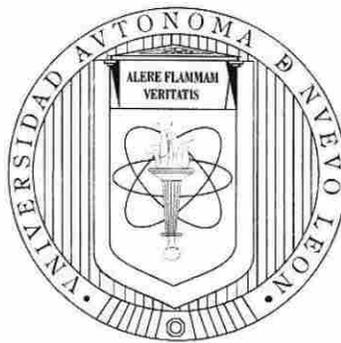
G8



1020130923

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIPARIA, INSECTOS ACUÁTICOS Y
PECES, INFLUENCIADOS POR LAS VARIACIONES EN LA CALIDAD Y
CANTIDAD DE LOS CAUDALES DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN,
NUEVO LEÓN, MÉXICO.**

TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA

BIOL. SANJUANA GUERRA PÉREZ

0138-84460

TH
Z5991
FOT
2000
G8



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIPARIA, INSECTOS ACUÁTICOS Y
PECES, INFLUENCIADOS POR LAS VARIACIONES EN LA CALIDAD Y
CANTIDAD DE LOS CAUDALES DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN,
NUEVO LEÓN, MÉXICO.**



TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

BIOL. SANJUANA GUERRA PÉREZ
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

COMITÉ DE TESIS

Dr. José de Jesús Navar Cháidez
Presidente

Dr. Pedro Antonio Domínguez Calleros
Secretario

Dr. Eduardo Estrada Castellón
Vocal

AGRADECIMIENTOS

Al Sistema de Investigación 'Alfonso Reyes' (CONACYT-SIREYES) por los apoyos financieros brindados, incluyendo una beca parcial a través del proyecto de investigación 970406033 "Perspectivas para el manejo sustentable de recursos hidrológicos en la cuenca del Río San Juan". La Universidad Autónoma de Nuevo León también contribuyó financieramente para la realización de este trabajo a través del Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica (PAICyT) con el proyecto CT203-99. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por darme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría por medio de una beca-crédito.

Al Dr. José de Jesús Nívar Cháidez por su paciencia en la conducción del presente trabajo, consejos y sugerencias. Dr. Antonio Domínguez y al Dr. Eduardo Estrada por aceptar ser parte del comité de tesis, y sus contribuciones en la revisión del escrito.

Al Dr. Humberto Quiróz y al Dr. Salvador Contreras por ocupar parte de su valioso tiempo en las revisiones entomológicas e ícticas respectivamente, así como a su bien integrado equipo de trabajo, Biol. Ariadna Rodríguez y M.C. Maria Elena García.

A la Comisión Nacional del Agua (CNA) por los datos proporcionados al presente estudio, en especial al Ing. Doroteo Treviño y Ing. Dolores Guerra.

Al personal administrativo de la Facultad de Ciencias Forestales, a los maestros, alumnos y técnicos, así como a mis compañeros de generación y de laboratorio por hacer más agradable mi estancia en Linares.

A mi familia por el apoyo que hasta la fecha siempre me han brindado.

A todas aquellas personas que siempre estuvieron conmigo brindándome su apoyo en los momentos felices-tristes y que aún sin nombrarlas saben que las llevó guardadas en mi corazón. *Gracias*



Sanjuana Guerra Pérez

CONTENIDO

	Página
Contenido	i
Índice de tablas	iii
Índice de figuras	iv
Resumen	vi
Abstract	vii

CAPITULO I

La vegetación riparia y las variaciones en la cantidad y calidad de los caudales en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

1.1. Resumen	1
1.2. Abstract	2
1.3. Introducción	4
1.4. Literatura revisada	5
1.4.1. Características generales de la vegetación riparia	5
1.4.2. La cantidad del agua y la vegetación riparia	8
1.4.3. La calidad del agua y la vegetación riparia	10
1.4.4. La vegetación riparia y su relación con otros grupos bióticos	11
1.5. Metodología	13
1.6. Resultados	22
1.6.1. Diversidad y Abundancia	22
1.6.1.1. Diversidad	22
1.6.1.2. Abundancia	23
1.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad	24
1.6.3. Índices de Similitud	28
1.6.4. Análisis de componentes principales	28
1.7. Conclusiones	38
1.8. Literatura Citada	39

CAPITULO II

Las especies ictiológicas y las variaciones en cantidad y calidad de los caudales en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

2.1. Resumen	45
2.2. Abstract	46
2.3. Introducción	48
2.4. Literatura Revisada	49
2.4.1. Ictiología y calidad del agua	49
2.4.2. Ictiología y cantidad de agua	52
2.5. Metodología	54
2.6. Resultados	65
2.6.1. Diversidad y Abundancia	65
2.6.1.1. Diversidad	66
2.6.1.2. Abundancia	66
2.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad	67
2.6.3. Índices de Similitud	70
2.6.4. Análisis de componentes principales	70

2.7. Conclusiones	80
2.8. Literatura Citada	81

CAPITULO III

Insectos acuáticos y las variaciones en calidad y cantidad de los caudales en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

3.1. Resumen	88
3.2. Abstract	89
3.3. Introducción	90
3.4. Literatura Revisada	92
3.4.1. Factores que afectan la distribución-abundancia de insectos acuáticos	92
3.4.2. Insectos acuáticos como indicadores	95
3.4.3. Estudios en México referentes a insectos acuáticos	98
3.5. Metodología	99
3.6. Resultados	109
3.6.1. Diversidad y Abundancia	109
3.6.1.1. Diversidad	109
3.6.1.2. Abundancia	111
3.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad	112
3.6.3. Índices de Similitud	116
3.6.4. Análisis de componentes principales	116
3.7. Conclusiones	126
3.8. Literatura Consultada	127

CAPITULO IV

Evaluación de la vegetación riparia, insectos acuáticos y peces, influenciados por las variaciones en la calidad y cantidad de los caudales de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

4.1. Resumen	132
4.2. Abstract	133
4.3. Introducción	134
4.4. Literatura revisada	135
4.5. Metodología	138
4.6. Resultados	140
4.7. Conclusiones	146
4.8. Literatura Consultada	146

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
CAPITULO I	
Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	13
Tabla 2. Análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México	21
Tabla 3. Diversidad y Abundancia de la vegetación riparia encontrada en los sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México, en orden de más a menos abundante.	22
Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de abundancia para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	24
CAPITULO II	
Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la Cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.	55
Tabla 2. Análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México	64
Tabla 3. Diversidad y abundancia de los peces encontrados en los sitios de muestreo de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México, en orden de más a menos abundante.	65
Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de abundancia para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	68
CAPITULO III	
Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la Cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.	100
Tabla 2. Análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	108
Tabla 3. Diversidad y Abundancia de insectos acuáticos encontrada en los sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México, en orden de más a menos abundante.	110
Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de diversidad-abundancia para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	112

CAPITULO III

Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de insectos bentónicos de todas las estaciones de monitoreo de la cuenca del Río San Juan. 114

Figura 2. El índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de los insectos acuáticos de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 115

Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de géneros x géneros (S x S) de la comunidad de insectos acuáticos en 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 118

Figura 4. Análisis de componentes principales para los insectos acuáticos observados en 10 sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 119

Figura 5. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 120

Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos en base a la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 123

CAPITULO IV

Figura 1. Intervalos de confianza de los índices de diversidad entre grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces) para la cuenca del Río San Juan. 141

Figura 2. Comparación de los índices de diversidad aplicados a tres grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces) de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 143

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
CAPITULO I	
Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de vegetación riparia de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.	26
Figura 2. Índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	27
Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de especies x especies (SxS) de la comunidad de vegetación riparia de 10 puntos de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	31
Figura 4. Resultado del análisis de componentes principales para la matriz de sitios x sitios (s x s) de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	32
Figura 5. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	33
Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreo en base a la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México	37

CAPITULO II

Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de peces de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	69
Figura 2. El índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de la ictiofauna en 8 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	70
Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de géneros x géneros (S x S) de la comunidad íctica en 8 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	73
Figura 4. Resultado del análisis de componentes principales para las localidades (s x s) de las especies ícticas para la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	74
Figura 5. Resultado del análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos en base a la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	75
Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos en base a la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	80

RESUMEN GENERAL

El manejo de los recursos hidrológicos debe de incluir consideraciones para uso doméstico, industrial, comercial, agrícola y de conservación de ecosistemas riparios como base de la filosofía emergente de la cumbre sobre población y medio ambiente. La presente investigación se llevó a cabo en 10 sitios localizados en tres ríos de la cuenca del río San Juan con la finalidad de describir la ictiofauna, entomofauna y vegetación riparia, sus interacciones y la influencia de la calidad y cantidad de agua sobre la diversidad y abundancia de los tres grupos biológicos. Para cumplir con estos objetivos, se ajustaron índices de diversidad y modelos de diversidad-abundancia e índices de similitud, se ordenaron y clasificaron las unidades de muestreo por sitio y por especies y se realizaron análisis indirectos entre los grupos ordenados por diversidad-abundancia y parámetros de calidad y cantidad del agua. La comunidad de vegetación riparia registró 788 individuos en 24 especies, los peces tuvieron una abundancia total de 5608 con 18 especies y los insectos acuáticos con 865 organismos en 34 géneros. Los índices que mejor describen la diversidad-abundancia fueron diferentes para cada uno de los grupos biológicos, mientras que los modelos log normal y serie logarítmica describieron mejor estos parámetros. Los índices no mostraron diferencias ni tampoco correlaciones estadísticamente significativas entre grupos biológicos pero al nivel de la cuenca mostraron una dispersión notoria.: Los índices mostraron tendencias a incrementar la diversidad-abundancia de insectos, a disminuir la diversidad-abundancia de vegetación y a incrementar con oscilaciones la

diversidad – abundancia de peces. Esta información corroborada con los análisis estadísticos indican que la cantidad de agua en el cauce se encuentra controlando la diversidad – abundancia de vegetación riparia e insectos y que la calidad del agua se encuentra controlando la diversidad – abundancia de peces. Este reporte enfatiza la necesidad de manejar los caudales simulando las condiciones naturales para poder restablecer las comunidades de peces, insectos acuáticos y vegetación de la cuenca. Estudios más intensivos sobre la diversidad – abundancia de estos y otros grupos biológicos, sus oscilaciones naturales y causados por las variaciones en los gastos y su calidad proporcionarán una mejor base para determinar los requerimientos de cantidad y calidad de los gastos para mantener la diversidad ecológica de los ecosistemas riparios de la cuenca del Río San Juan.

ABSTRACT

The management of hydrologic resources must consider domestic, industrial, commercial and agricultural supplies, as well as maintaining and conserving riparian ecosystems as the bases of the sustainable management proposed by the environment and people conference. This research was conducted in 10 sampling sites placed in three major tributaries of the San Juan watershed with the major objectives of describing the fish, aquatic insects and riparian plant communities, observing the interactions between biological groups, as well as with streamflow quantity and quality. To accomplish these objectives, several diversity indexes, diversity – abundance models, and similitude indexes were fitted, sampling sites and species

were ordinated and classified and indirect gradient analysis were conducted to explore the relationships between emerging groups and stream water quantity and quality. The riparian plant community recorded 788 individuals in 24 species, the fish community had 5608 individuals belonging to 18 species and the aquatic insect community recorded 865 individuals from 34 genus. The indexes which described best the diversity – abundance varied among biological groups whereas the abundance – diversity model of the log normal and logarithmic series consistently described best these parameters. The diversity indexes did not show statistical differences nor correlations among biological groups, but at the watershed scale the variance was quite high. However diversity indexes showed tendencies to increase for the aquatic insect, to reduce for the riparian plant, and to increase with a large oscillating band for the fish communities. This information, checked with the similitude indexes and indirect analysis, indicated that the diversity – abundance of

riparian plant and aquatic insect communities are controlled by discharge. The fish community appeared to be controlled mostly by stream water quality. These report a focus on the need to simulate discharges and water quality natural variations as a first step to conserve riparian ecosystems. More intensive studies on the diversity – abundance of these and other biological groups, their naturally oscillating bands, as well as their variations by disturbances in discharge and stream water quality must provide the bases to determine requirements on discharge and stream water quality to maintain biological diversity of the riparian ecosystems of the San Juan watershed.

1. CAPITULO I

LA VEGETACIÓN RIPARIA Y LAS VARIACIONES EN LA CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS CAUDALES EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, NUEVO LEÓN, MÉXICO

1.1. Resumen

La presente investigación se llevo a cabo en 10 sitios de muestreo localizados en tres de los principales Ríos de la cuenca del Río San Juan con la finalidad de: 1) describir la estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad de vegetación riparia, 2) ajustar índices de diversidad y modelos de abundancia, 3) ordenar y clasificar unidades de muestreo y 4) tratar de explicar las causas de las diferencias

existentes en la diversidad-abundancia con base en la calidad y cantidad del recurso agua, así como las características físicas del cauce. En cada localidad se monitorearon organismos en 2 parcelas de 40 x 20 m en la primer terraza del borde del cauce, se contabilizaron el total de elementos arbóreos y arbustivos e identificando taxonómicamente las especies. Los índices y modelos probados fueron Margalef, Shannon, Menhinick, Simpson, Alfa y Lambda; serie geométrica, serie logarítmica, logarítmica normal y barra rota, respectivamente. Los análisis de ordenación y clasificación utilizados fueron componentes principales y análisis de conglomerados respectivamente, confirmados con los índices de similitud de Sorenson y Morisita-Horn y por el análisis de varianza aplicado al índice de Shannon. En total se

colectaron 788 individuos correspondientes a 24 géneros, pertenecientes a 16 familias englobados en 13 órdenes. El índice de diversidad lambda y el modelo logarítmico normal describieron mejor la diversidad-abundancia de la comunidad de vegetación riparia. Cuatro grupos de sitios emergieron y fueron compatibles entre los índices de similitud y las técnicas de ordenación y clasificación. Estos grupos estuvieron parcialmente determinados por la calidad y cantidad del agua donde *Taxodium mucronatum* Ten., *Platanus occidentalis* L., *Baccharis glutinosa* (R.&P.)Pers. y *Acacia farnesiana* L (Willd), preferencialmente se encuentran en lugares donde la calidad del agua es regular y las condiciones físicas del cauce no están bien definidas, es decir cauces con características de baja profundidad, área transversal, gasto y amplitud. Las primeras especies desaparecen conforme aumenta el gasto aguas abajo. Esta investigación hace énfasis en estudiar las relaciones entre la cantidad de agua, las características físicas de los canales y la vegetación riparia, para el manejo

sustentable de la cuenca del Río San Juan.

1.2. Abstract

This research was conducted in ten sampling sites placed in three major rivers of the San Juan watershed with the objectives of: 1) describing the structure of the diversity-abundance of the riparian plant community, 2) fitting diversity indexes and diversity-abundance models, 3) ordinating and classifying the sampling units, and 4) trying to explain the causes of diversity – abundance variation in terms of the streamflow quantity and quality and physical characteristics of the channel. In each

sampling site all trees and shrubs were measured in two sampling plots of 40x20m in the first channel terrace, the taxonomica identification of species were recorded in each plot. The diversity–abundance indexes and models fitted were Margalef, Shannon, Menhinick, Simpson, Alfa, and Lambda; as well as the broken stick, the log normal series, the geometric series and the normal logarithmic models. Ordination and classification techniques included principal component and cluster analysis, respectively, verified by the fitting of the Sorensen and Morisita-Horn similitude indexes. These statistical techniques provided information on the B diversity or differential diversity. In total, we recorded 788 trees and shrubs belonging to 24 genus of 16 families classified in 13 orders. The lambda diversity index and the logarithmic model described better the diversity–abundance of the riparian plant community. Four different groups of plant communities emerged from the statistical analysis and were consistent across techniques. These groups were partially explained

by stream flow quantity and quality where *Taxodium mucronatum* Ten., *Platanus occidentalis* L., *Baccharis glutinosa* (R. & P.) Pers. and *Acacia farnesiana* L. (Willd) distribute in sites with medium to high water quality and streams with low discharge and not well-defined channels. The first plant species disappear after the confluence of the major rivers or where streams increase in order. This research stresses the need to further study the relationships between stream water, channel characteristics and the distribution of the riparian plant community to sustainable manage the San Juan watershed and its major tributaries in northeastern Mexico.

1.3. Introducción

Los caudales de la cuenca del Río San Juan se han ido modificando paulatinamente por diversas causas dentro de las cuales destacan: 1) cambios sustanciales en el caudal por la construcción de presas debido al aumento en la demanda del recurso agua para fines domésticos, industriales y agrícolas y 2) cambios en la calidad por descargas municipales, industriales y exceso de irrigación. Tales disturbios potencialmente afectan de manera significativa los ecosistemas riparios, alterando las condiciones de comportamiento de la diversidad de especies.

Los ecosistemas riparios son importantes por ser corredores biológicos, albergando una gran riqueza de organismos, en especial de diversidad florística. La vegetación riparia, ribereña ó de galería, se caracteriza por crecer ó desarrollar a los lados de las riberas (Rzedowski, 1978; Alanís *et al.* 1996). La importancia de este

grupo biológico radica en su poder de filtrar y absorber nutrientes cuando las condiciones llegan a ser adversas (Lowrance *et al.* 1984), además de fungir como una barrera protectora para impedir la erosión (Heede, 1990) y cuando ésta llega a ser eliminada ocasiona un desbalance con las relaciones existentes con otros grupos biológicos (Swanston, 1980). Por esta y otras razones se han realizado diversas investigaciones en distintas partes del mundo sobre las alteraciones de la vegetación riparia y las condiciones existentes a su alrededor. En Pakistán, Ashraf (1987) observó las causas de disturbio a este grupo y la importancia de su conservación. Thomas (1996) investigó los cambios en la estructura de la comunidad basándose en los flujos de los canales en Nigeria. Hernández (1987) implementó planes de manejo

para la recuperación de estas comunidades vegetales y así mejorar la calidad del agua en una cuenca de Venezuela. En México existen escasos estudios que versen sobre la vegetación riparia (Rzedowski, 1978) y sobre la problemática de las alteraciones en las cuencas, sin embargo se han realizado trabajos sobre la vegetación riparia. Chavez-Huerta *et al.* (1994) realizaron una caracterización de las asociaciones de la vegetación ribereña en la cuenca de El Carrizal en Jalisco. Valdéz-Taméz (1981) en Santiago, Nuevo León se enfocó a algunas asociaciones vegetales con la vegetación riparia. Cavazos (1997) describe las comunidades vegetales en el Río Cabezones-Conchos, del estado de Nuevo León.

Los objetivos de ésta investigación fueron: 1) describir la estructura de la comunidad riparia en la cuenca del Río San Juan, 2) ajustar y probar modelos e índices que describan la diversidad-abundancia de la comunidad de vegetación riparia, 3) determinar el índice que mejor describa la estructura y diversidad de la vegetación riparia y 4) definir como influyen la calidad y cantidad del agua en la comunidad riparia de tres Ríos de la cuenca del Río San Juan.

1.4. Literatura revisada

1.4.1. Características generales de la vegetación riparia

Con el nombre de bosque de galería se conocen las agrupaciones arbóreas que se desarrollan a lo largo de corrientes de agua más o menos permanentes, con una altura que varía de 4-40m. En la mayor parte de los casos estos bosques han sufrido intensas modificaciones debido a la acción del hombre, incluyendo la introducción y

plantación de especies exóticas. *Taxodium* spp. no se ha visto distribuido en altitudes superiores a 2500 msnm, mientras que *Platanus* spp. y *Populus* spp. tienen una repartición algo irregular, faltando en muchas partes del país. Este último género es quizá de los más típicos en las zonas áridas y semiáridas del norte de México. *Pithecellobium* spp., *Acacia* spp., *Baccharis* spp., *Cephalanthus* spp. y *Salix* sp. son especies que se encuentran dentro de los bosques de galería aunque en menor densidad (Rzedowski, 1978).

La vegetación riparia puede ayudar en el control de sedimentos y químicos en los canales de los arroyos, son un excelente amortiguador en la descarga de nutrientes alrededor de los agroecosistemas, así como también son un filtro de nutrientes a corto y largo plazo si los árboles son cultivados periódicamente (Lowrance *et al.* 1984).

Las comunidades de plantas riparias están compuestas típicamente de especies distintas y comparadas con comunidades adyacentes a menudo poseen poblaciones más densas e individuos de mayores dimensiones, creando un efecto de oasis en ecosistemas altamente productivos y rico en diversidad faunística (Szaro, 1989).

Heede (1990) menciona que en estudios pilotos en las cuencas de Arizona, las franjas amortiguadoras de vegetación natural llegan a actuar como barreras para reducir la erosión.

Chavez-Huerta *et al.* (1994) identificaron y caracterizaron las asociaciones vegetales del ecosistema ribereño que se encuentra en la cuenca del arroyo El Carrizal, Tapalpa, Jalisco.

La vegetación que crece en las orillas de los Ríos así como en riberas planas y amplias con drenaje superficial se le denomina vegetación riparia. Dichos sitios, humedecidos por escurrimientos perennes o esporádicos, permiten el crecimiento en diámetro y en altura mayores que el de otras especies. Los bosques ribereños se componen principalmente por álamo de Río (*Platanus occidentalis* L.), álamo temblón (*Populus tremuloides* Mich), sauce (*Salix nigra* Marsh), carrizo (*Arundo donax* L.), culantrillo de pozo (*Adiantum capillus-veneris* L.), lobelia acuática (*Lobelia cardinalis* L.), olmo (*Ulmus crassifolia* Nutt.) y sabino (*Taxodium mucronatum* Ten.), encontrándose abundantes especies herbáceas acuáticas o semiacuáticas, enredaderas y especies epífitas como *Tillandsia usneoides* L. (Alanís *et al.* 1996).

Los ecosistemas riparios dependen de la estabilidad de sus acuíferos, del tipo de sedimento, de la calidad del agua y de los procesos hidrológicos que se llevan a cabo en el sistema. Estos ecosistemas funcionan como hábitats para una gran diversidad de organismos, así como de áreas de recreación para los seres humanos, pero a la vez están siendo alterados por las actividades humanas, tales como el uso de los recursos naturales, urbanización, alteración de los flujos por la construcción de presas,

modificación de las condiciones bióticas a través del sobrepastoreo, agricultura y la introducción de especies exóticas (Patten, 1998).

1.4.2. La cantidad del agua y la vegetación riparia

Ashraf (1987) menciona la importancia de la vegetación en el cuidado de los sistemas hidrológicos y la conservación del suelo, así como la reforestación como una medida para la rehabilitación de cuencas con disturbios.

La vegetación y las variaciones de los flujos estacionales de los Ríos han sido estudiados con las finalidad de conocer si existen plantas indicadoras que puedan ser usadas en las evaluaciones en épocas pasadas y presentes de las condiciones hidrológicas de los Ríos (Rosentreter, 1992).

Los flujos de los Ríos juegan un papel importante en el establecimiento de las especies de vegetación riparia, pero una vez establecidas las plantas, las condiciones del área son más importantes para su distribución, ya no es igualmente importante los flujos de la cantidad de agua. (Adams y Viereck, 1992).

El escurrimiento del Río Pílon presenta un gasto medio uniforme, cuyo flujo procede de varios manantiales; los principales son el Cañón del Tragadero, un afloramiento en el lecho del Río casillas (límite entre Nuevo León y Coahuila) y un manantial localizado en el centro del cañón del Pílon. Dentro de los usos más importantes se encuentra la extracción del recurso agua para fines agrícolas

encontrándose un total de 24 tomas para riego. La vegetación presente en los márgenes del Río nos muestran que el 70.66% está cubierta por matorral y dedicada a la ganadería extensiva, un 28.76% a uso agrícola y el 0.58% restante, incluye las áreas urbanas (López, 1993).

El potencial efectivo de la revegetación riparia en Arizona ha sido determinada (Briggs, 1995), en relación a la regeneración natural, a la disponibilidad del recurso agua, la estabilidad del canal y la salinidad del suelo.

La distribución de la vegetación se encuentra controlada por la frecuencia y duración e intensidad de los flujos, en los arroyos canalizados; la distribución depende de la variación en los procesos geomorfológicos fluviales (ciclos de degradación y agradación) en respuesta al incremento en asociación del gradiente del canal con canalización. Similarmente la vegetación riparia de las Grandes Praderas es controlada por los flujos de depósito de sedimentos y la erosión. Los patrones de la vegetación riparia en regiones semiáridas están más cercanamente relacionadas a la disponibilidad de agua. Las condiciones de equilibrio del canal controlan la estabilidad del sistema (Hupp y Osterkamp, 1996).

Thomas (1996), en una investigación realizada en Nigeria, encontró que la estructura de la comunidad y población de bosques riparios se encuentra relacionada con los patrones espaciales y temporales de flujo del sitio, ya que se han observado cambios en la misma por la construcción de presas, cuya edificación alteran la

hidrología del sistema con el paso del tiempo, trayendo como consecuencia que la vegetación tenga cambios en sus características.

La vegetación pionera riparia a lo largo de los Ríos temporalmente se incrementa después de la construcción de presas o viceversa, este comportamiento se debe a que las características de los acuíferos difieren principalmente en la composición de la arena de la cuenca (Friedman *et al.*, 1998).

La geomorfología de los Ríos afecta en menor proporción al establecimiento de la vegetación que puede llegar a suceder en décadas (Johnson, 1998), mientras que es relativamente más lento en las etapas sucesionales de evolución (un siglo o más).

1.4.3. La calidad del agua y la vegetación riparia

Hernández (1987) implementó planes de manejo para la recuperación de los bosques ribereños y por consiguiente para mejorar la calidad del agua de las cuencas hidrológicas.

La calidad de agua fue estimada bajo distintos parámetros en una cuenca localizada en Indonesia, la cual fue clasificada como inapropiada para beber. El uso de las tierras es la agricultura y rotación de cultivos con algunas áreas de bosque. Es un Río densamente poblado y es usado para transporte local, descarga de desechos de aguas negras y balnearios (Hardwinarto, 1989).

King (1989) menciona que las variaciones en la calidad de los cuerpos receptores de agua sin disturbios se deben principalmente a las diferencias en las características de la precipitación, el tipo de vegetación presente, suelo, topografía y geología. Los disturbios naturales y humanos pueden alterar la calidad del agua incrementando la sedimentación y la eutroficación.

1.4.4. La vegetación riparia y su relación con otros grupos bióticos

La tala de vegetación ribereña crea como consecuencia inmediata un incremento de la temperatura del agua, la fuerza de la corriente y del volumen del caudal (McMahon & De Calesta, 1990). Esto conlleva a la proliferación de especies de aguas más cálidas ó a la reducción de la concentración de oxígeno, así como también un aumento de las enfermedades trayendo como consecuencia que la población de peces descienda. Esta perturbación tiende a desaparecer siempre y cuando la vegetación ribereña se recupere (Lyon *et al.*, 1978).

Cuando la vegetación ribereña es eliminada, se impide la retención de partículas en la orilla del cauce, por lo cual el balance sedimentario es alterado, ya que si es muy fino reduce las zonas de desove, impide la emergencia de alevines y reduce el número de presas disponibles, mientras que depósitos de grava y arenas pueden crear hábitats mejores para invertebrados bentónicos (Swanston, 1980). Tal impacto del sedimento sobre el hábitat se reduce al cabo de un año y desaparece al cabo de tres (Christensen, 1989). La tasa de recuperación dependerá de la velocidad a la que se regenere la vegetación, pues la cubierta vegetal disminuye la superficie de escorrentía.

El efecto de la cobertura vegetal a los lados de la ribera trae como consecuencia un aumento de la temperatura de entre 1°C y 12°C según la extensión de agua expuesta directamente a la luz solar, la fuerza de la corriente y las dimensiones del cauce, ocasionando la proliferación de especies propias de temperaturas más cálidas o reduciendo la concentración de oxígeno, también se aumentan las enfermedades produciendo un descenso en la comunidad de peces. No hay acuerdo si la adición de nutrientes de Ríos oligotróficos (pobres en materia orgánica) puede ser o no beneficiosa, ya que en el caso de los arroyos de montaña, por ejemplo la productividad está más regulada por la luz que por los nutrientes. A largo plazo, los beneficios de los restos generados por el fuego y acumulados en el cauce probablemente superen a los daños y pasan alrededor de 25 años para volver a la vegetación original. El error que se comete después de un incendio que ha afectado las riberas es retirar los restos leñosos y las piedras, ya que estas proveen refugio, cobertura y sombra mientras la vegetación original se recupera (Fernández-Delgado y Sánchez-Polaina, 1996).

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

El rol funcional de *Tamarix chinensis*, una especie exótica, fue investigada en relación a la especie nativa *Populus fremontii* a lo largo del cauce de un Río, tanto en sitios con flujo perenne como intermitente. Parece ser que la presencia de la especie exótica tiene influencia positiva en mantener la diversidad de las especies en comparación con la especie nativa (Stromberg, 1998).

1.5. Metodología

El presente estudio se realizó en los Ríos San Juan, Ramos y Pílon de la cuenca del Río San Juan. En total se seleccionaron 10 estaciones de muestreo, basándose en la presencia-ausencia de asentamientos humanos, de vegetación riparia, un cauce definido y corriente perenne. La ubicación de los sitios de muestreo se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

SITIO	RIO	LOCALIDAD	COORDENADAS UTM	
			X	Y
ChP	Pílon	Cortijo, El Chapotal	410467	2782972
BSJ	San Juan	La Boca	390867	2815795
ChSJ	San Juan	Ejido Chihuahua	403579	2825412
FR	Ramos	El Fraile-Terreros	405985	2804536
HCP	Pílon	Hacienda, La Corona	442941	2804771
PSJ	San Juan	El Porvenir	446825	2819813
RR	Ramos	Raíces	396572	2793373
FSJ	San Juan	La Fragua	413957	2824197
MSJ	San Juan	San Miguelito	410565	2823693
TR	Ramos	Las Trancas	408222	2820839

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Los muestreos de vegetación riparia se realizaron en la primer terraza del borde del cauce en donde se tomaron los datos a una distancia de 80 m paralelos a cada lado del cauce, posteriormente se marcaron 2 parcelas rectangulares de 40m x 20m, situando la localización exacta por medio de un sistema de posicionamiento global (GPS) y contabilizando el total de organismos arbóreos y arbustivos.

La identificación taxonómica de los taxa se realizó con las claves de Standley (1923), Correl y Johnson (1978), Rzedowski y Rzedowski (1979) y (1985).

La estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad florística se modeló por medio de las distribuciones siguientes: (1) serie geométrica, (2) serie logarítmica, (3) el modelo normal logarítmico y (4) barra rota. Estos modelos están descritos por las ecuaciones matemáticas [1], [2], [3] y [4], respectivamente.

El modelo de la Serie geométrica descrito por Magurran (1989) es:

$$n_i = N C_k k(1-k)^{i-1} \quad [1]$$

donde: n_i = número de individuos de la especie que ocupa la i -ésima posición de abundancia.

N = número total de individuos

$C_k = (1-(1-k)^S)^{-1}$, es una constante que asegura que $\sum n_i = N$

k = proporción del espacio de nicho disponible o recursos que

cada especie ocupa.

El modelo de la Serie logarítmica descrito por Magurran (1989) toma la forma:

$$\alpha x_1, \alpha x^2/2, \alpha x^3/3, \dots \alpha x^n/n \quad [2]$$

Siendo αx el número de especies esperado que presentan un solo individuo, $\alpha x^2/2$ aquellas que tengan dos individuos, y así sucesivamente.

El modelo normal logarítmico descrito por Magurran (1989) toma la forma siguiente:

$$S(R)=S_0 \exp (-a^2 R^2) \quad [3]$$

donde: $S(R)$ = abundancia de especies por cada clase.

S_0 = abundancia de especies en la clase modal.

$a = (2\sigma^2)^{1/2}$ = la amplitud inversa de la distribución

El modelo de la barra rota descrito por Magurran (1989) se describe como:

$$S(n) = (S(S-1)/N)(1-n/N)^{S-2} \quad [4]$$

donde: $S(n)$ = número de especies en la clase de abundancia que presenta n individuos

Adicionalmente se ajustaron seis índices de diversidad; dos basados en la riqueza de especies: (1) Margalef y (2) Menhinick, dados por los modelos [5] y [6] respectivamente.

El índice de Margalef descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$D_{Mg}=(S-1)\ln N \quad [5]$$

donde: S = numero de especies colectadas

N = numero total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de Menhinick descrito por Magurran (1989) es:

$$D_{Mn} = S/\sqrt{N} \quad [6]$$

donde: S = numero de especies colectadas

N = numero total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de diversidad de Shannon, basado en la abundancia proporcional de las especies, se encuentra dado por el modelo [7]

El índice de Shannon descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \quad [7]$$

donde: p_i es la proporción de individuos hallados en la i -ésima especie

El índice de Simpson, basado en una medida de dominancia, se encuentra dado por el modelo [8]

El índice de Simpson descrito por Magurran (1989) se describe como:

$$D = \sum p_i^2 \quad [8]$$

donde: p_i = abundancia proporcional de la i -ésima especie: (n_i/N) .

El índice α de la serie logarítmica [9] y el índice λ del modelo normal logarítmico [10] se describe a continuación

El índice α de la serie logarítmica descrito por Magurran (1989) se expresa

como:

$$\alpha = \frac{N - (1 - x)}{x} \quad [9]$$

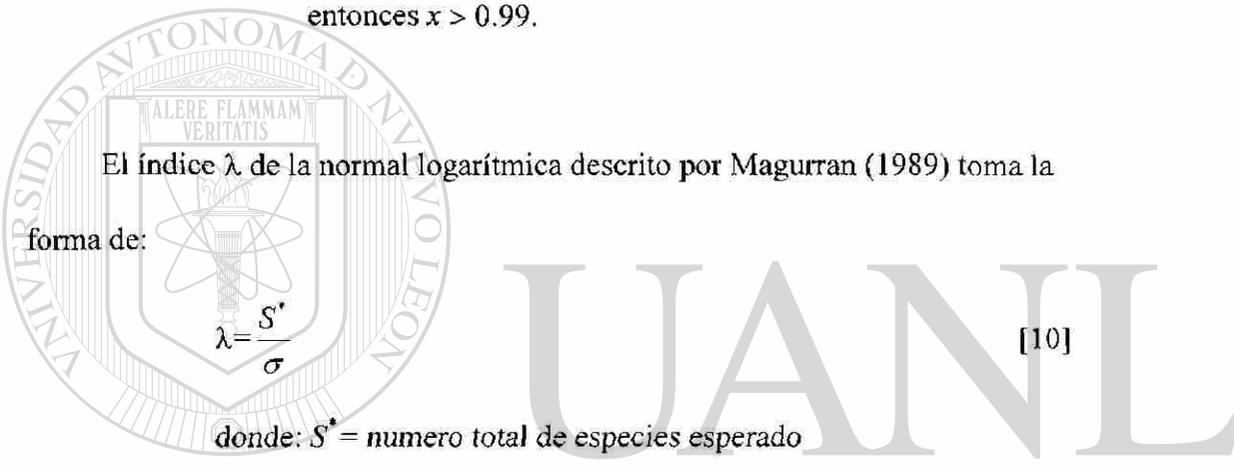
donde: N = número total de individuos

x = es casi siempre > 0.9 y nunca > 1.0 . Si la relación $N/S > 20$

entonces $x > 0.99$.

El índice λ de la normal logarítmica descrito por Magurran (1989) toma la

forma de:


$$\lambda = \frac{S^*}{\sigma} \quad [10]$$

donde: S^* = número total de especies esperado

σ = desviación estandar

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



La prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia entre los sitios de muestro se probó con el método de t de Hutcheson (1970) dado por el modelo [11]. Aquí se usó exclusivamente el índice de Shannon en las comparaciones estadísticas, por ser el índice al cual le han reportado la forma de estimar su varianza.

$$t = \frac{H_1 - H_2}{(\text{Var}H + H_1)^{1/2}} \quad [11]$$

donde: $H_{1,2}$ = índices de Shannon en muestras 1 y 2

$Var H_1$ y H_2 = varianzas del índice de Shannon en muestras 1 y 2

con grados de libertad dados por [12]

$$df = \frac{(VarH_1 + VarH_2)^2}{(VarH_1)^2 / N_1 + (VarH_2)^2 / N_2} \quad [12]$$

donde: N_1 y N_2 = número total de individuos en las muestras 1 y 2.

Otra forma de probar la homogeneidad de la comunidad en los sitios de muestreo fue a través de una prueba de χ^2 realizada con el modelo de diversidad-abundancia de mejor ajuste. La prueba de χ^2 la describe Magurran (1989) por el modelo [13].

$$\chi^2 = \frac{\sum_{esp1}^n (A_{oi} - A_{ei})^2}{A_{ei}} \quad [13]$$

donde: A_{oi} y A_{ei} = abundancia de los sitios 1 y 2 por cada especie ordenada secuencialmente.

Además para conocer si la diversidad es semejante entre sitios de muestreo se utilizaron los índices cuantitativos de similitud de Sorenson [14], basado en la abundancia de especies y el índice de Morisita-Horn [15], basado en la riqueza y abundancia de la especie más común.

El índice de Sorenson descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$C_s = \frac{2jN}{(aN + bN)} \quad [14]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

$2jN$ = suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas localidades.

El índice de Morisita-Horn descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$C_{MH} = \frac{2 \sum (a_i b_i)}{(da + db)aN - bN} \quad [15]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

a_i = número de individuos de la i -ésima especie en A

b_i = número de individuos de la i -ésima especie en B

$$da = \frac{\sum a_i^2}{aN^2}$$

$$db = \frac{\sum b_i^2}{bN^2}$$

El análisis de componentes principales (Gauch, 1982) se utilizó como una medida de asociación indirecta entre la diversidad-abundancia de la estructura de los sitios de muestreo con las características de calidad y cantidad del caudal. Primero se analizaron por separado la estructura de la vegetación riparia, la cantidad y la calidad

del agua. Finalmente los grupos emergentes se asociaron por las características biológicas y fisicoquímicas del caudal de cada grupo emergente.

La determinación de los parámetros de la calidad del agua se realizaron en los laboratorios de la Comisión Nacional del Agua en Monterrey (CNA), bajo tres esquemas de análisis: grasas y aceites, bacteriológicos y fisicoquímicos. Estos análisis se realizaron para cada uno de los sitios de muestreo cuyos resultados se pueden observar en la Tabla 2.

Las determinaciones de los parámetros de la cantidad de agua se llevaron a cabo con datos proporcionados por CNA de escurrimientos para cada una de las estaciones de muestreo. Como parte complementaria a la presente investigación se analizaron otros grupos biológicos, siendo estos material de insectos acuáticos y

peces. Para cada comunidad biótica se aplicó la misma metodología que para la vegetación riparia, así como también su relación con las condiciones abióticas del hábitat, con la finalidad de tener un panorama más amplio en el conocimiento del ecosistema ripario de la Cuenca del San Juan. Los resultados de insectos y de peces se pueden encontrar publicados en otros reportes adjuntos al presente trabajo.

Tabla 2. Resultados de los análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan.

	ChP	BSJ	CJSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
(ALDIA)										
Acidez total, mg/L CaCO ₃	0	6.002	7	2	5	0	0	2	0	0
Alcalinidad fenolftaleína, mg/L CaCO ₃	7	4.505	0	0	0	3	6	0	1	1
Alcalinidad total, mg/L CaCO ₃	150	238.552	275	167	252	130	157	167	366	141
Cloruros, mg/L	11	52	61	7	43	66	3	44	79	17
Coliformes fecales, NMP/100 ml	20	5146840.278	240000000	240000000	8000	2	20	2	170	709
Coliformes totales, NMP/100 ml	90	51822189.729	240000000	240000000	8000	60	20	80560	170000	700
Color, Upr-Co	5	41	36	4	46	152	5	8	36	12
Conductividad eléctrica, unidades/cm	601	931	1095	1538	956	357	646	1065	1865	378
Demanda química de oxígeno, mg/L	2	5.565	3	2	4	2	2	2	2	2
Demanda biológica de oxígeno, mg/L	3	75	19	17	18	9	5	5	6	5
Dureza total, mg/L CaCO ₃	324	364	317	207	690	329	184	277	447	182
Dureza de calcio, mg/L CaCO ₃	261	301	286	88	518	165	156	211	156	85
Dureza de magnesio, mg/L CaCO ₃	63	63	21	119	172	164	28	66	291	97
Grasas y aceites, mg/L	0.47	5.993	2	2.55	2	1.31	0.69	0.91	6.03	0.7
Nitrogeno de nitratos	0.002	0.011	0.012	0.002	0.016	0.003	0.001	0.004	0.034	0.003
pH	7.88	8.02	7.84	7.96	7.78	7.82	7.77	7.46	7.84	7.78
SAAM, mg/L	0.02	4.314	0.001	0.038	0.035	0.422	0.011	0.037	0.07	0.058
Sólidos totales, mg/L	473	692.385	806	261	1319	753	237	459	808	265
Sólidos suspendidos totales, mg/L	3	29.199	38	5	61	66	2	4	11	3
Sólidos disueltos totales, mg/L	470	664.306	768	256	1258	687	235	455	797	262
Sólidos sedimentables, ml/L	0.1	4.337	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1
Sulfatos, mg/L	148	189	251	41	590	266	36	115	197	36
Temperatura del agua (°C)	23	23	23.5	24	28.5	31	25	29	30	34
Temperatura ambiente (°C)	24.5	25	24.5	33	28.5	34	33	30	27	30
Turbiedad, UTN	0	5	7	0	7	28	0	1	9	2
CANTIDAD										
Profundidad (m)	0.37	0.34	0.75	0.32	3	0.5	0.33	0.55	0.9	0.8
Amplitud (m)	12.55	9.05	9	11.2	5	5	16.55	7	20	12.5
Area (m ²)	4.65	3.04	6.75	3.58	5	2.5	5.4	3.85	18	10
Gasto (m)	0.22	1.2	1.3	0.9	1.2	0.23	0.07	0.3	0.24	0.11

1.6. RESULTADOS

1.6.1. Diversidad y Abundancia

La diversidad y abundancia de la vegetación riparia en 10 sitios de la cuenca del Río San Juan, observados de marzo a junio de 1999 se reportan en la Tabla 3. Un total de 788 individuos fueron censados, los cuales correspondieron a 24 géneros, pertenecientes a 16 familias, incluidas en 13 órdenes; la abundancia promedio fue de 41.03 con una desviación estándar de 73.22 para una hectárea.

Tabla 3. Diversidad y Abundancia de la vegetación riparia encontrada en los sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

#	Clave	Especie	CkP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR	Abundancia
1	Tm	<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	91	31	27	76	12					4	241
2	Po	<i>Platanus occidentalis</i> L.	66	6	31	29			1				133
3	Sn	<i>Salix nigra</i> Marsh	94		4	2	1	12		6	10		129
4	Bg	<i>Baccharis glutinosa</i> (R. & P.) Pers.						72		14	7		93
5	Af	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	6	2	2	1		5	9	19			44
6	Pa	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.								18			18
7	Ea	<i>Ehretia anacua</i> (Teran & Berl.) I.M. Johnst.							2			16	18
8	Pe	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berlandier) C.H. Mull	1	12	3	1							17
9	Co	<i>Cephalanthus occidentalis</i> L.	1	1	4	1	2					7	16
10	Ma	<i>Melia azedarach</i> L.	1	3		6			3				13
11	Li	<i>Leucaena leucoccephala</i> Benth				10							10
12	Pp	<i>Havardia pallens</i> Standl.	2	2		1				1		3	9
13	Dv	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	7	2									9
14	Mm	<i>Morus microphylla</i> L.				7					1		8
15	Fr	<i>Fracinus</i> sp. Gray.				3		1			2		6
16	Ju	<i>Juglans</i> sp. Engelm	1	1	1		2						5
17	Cl	<i>Celtis laevigata</i> Willd				1	1		2			1	5
18	Cp	<i>Celtis pallida</i> Torr								2		2	4
19	Pt	<i>Populus tremuloides</i> Mich.				3							3
20	Cm	<i>Caesalpinia mexicana</i> Gray				1				1			2
21	Zf	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg						2					2
22	Pl	<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) H.C. Johnst								1			1
23	Sg	<i>Sargassum greggii</i> Wats							1				1
24	Dt	<i>Diospyros texana</i> Scheele.										1	1
Abundancia			270	60	72	142	18	90	20	62	20	34	788
Diversidad			10	9	7	14	5	4	7	8	4	7	

1.6.1.1. Diversidad

En total se observaron 24 géneros en los 10 sitios monitoreados. La diversidad promedio y su desviación estándar entre los sitios fue de 7.5 y 3.02 géneros por sitio, respectivamente. Se puede observar para las localidades monitoreadas que el sitio FR (14), presenta la mayor diversidad de especies que los demás sitios representado con

el 58.33%, así como también la que presenta mayor número de especies raras. Los sitios PSJ (4) y MSJ (4) registraron la menor diversidad con el 16.66% de la diversidad total observada, aunque estas dos localidades presentan la misma similitud en este parámetro, no registran la misma igualdad en dominancia.

1.6.1.2. Abundancia

El número total de individuos monitoreados en las estaciones de muestreo en la cuenca del Río San Juan fue de 788 individuos con un promedio y una desviación entre sitios de 78.8 y 77.44 organismos. Las localidades que presentaron mayor abundancia fueron ChP(270) y FR (142) representando el 52.28% del total de organismos monitoreados, mientras que HCP (18) el 2.28% de la abundancia total.

De la frecuencia en las localidades de colecta encontramos que los géneros *Salix nigra* (7) y *Acacia farnesiana*(7) fueron más comunes de encontrar en las estaciones de muestreo, mientras que existieron organismos que solo se presentaron en un solo sitio como es el caso de *Zanthoxylum fagara*, *Prosopis laevigata*, *Sargentia greggii* y *Diospyros texana*.

Los géneros con mayor abundancia numérica fueron *Taxodium mucronatum* (241), *Platanus occidentalis* (133) y *Salix nigra* (129), describiendo el 63.83% de la abundancia total.

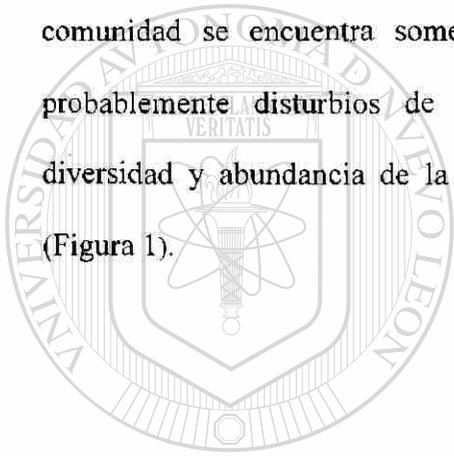
1.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad

Los índices de diversidad probados y los modelos de diversidad-abundancia se reportan en la Tabla 4. Los índices de diversidad estuvieron mejor relacionados con la riqueza de especies que con la abundancia. Los gráficos mostraron tendencias positivas para todos los índices con la excepción de Simpson, el cual mostró una tendencia negativa por su factor de potencia. Las tendencias entre los índices y la diversidad fueron del tipo logarítmico, con la excepción del índice logarítmico normal λ el cual mostró una tendencia lineal. Por esta razón el índice logarítmico normal λ describe mejor la diversidad-abundancia de la vegetación riparia, ya que se asoció linealmente y de una manera significativa y positiva con S ($r = 0.93$) y con N ($r = 0.62$) en contraste, los otros índices mostraron menores asociaciones.

Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de abundancia para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
DIVERSIDAD										
Riqueza de especies(S)	10	9	7	14	5	4	7	8	4	7
Individuos (N)	270	60	72	142	18	90	20	62	20	34
Margalef	1.61	1.95	1.40	2.62	1.38	0.67	2.00	1.70	1.00	1.70
Menthinick	0.61	1.16	0.82	1.17	1.18	0.42	1.57	1.02	0.89	1.20
Shannon	1.38	1.52	1.34	1.56	1.08	0.66	1.63	1.59	1.09	1.52
Simpson (1/D)	0.29	0.31	0.33	0.33	0.44	0.66	0.22	0.23	0.35	0.27
Serie log (α)	2.04	3.16	1.92	3.85	2.29	0.86	3.84	2.45	1.51	2.67
Log norm (λ)	33.99	21.00	13.70	43.24	16.71	6.46	22.70	17.64	9.37	17.37
MODELOS										
Serie geométrica	N	S	S	N	S	S	S	S	S	S
Serie logarítmica	N	S	N	S	S	S	S	S	S	S
Log normal	S	S	N	S	S	S	S	S	S	S
Barra rota	N	S	S	N	S	S	S	S	S	S

El modelo logarítmico normal mostró el mejor ajuste a la estructura de la diversidad-abundancia de la vegetación riparia porque aceptó el mayor número de hipótesis nulas y con las mejores probabilidades. El ajuste menos bondadoso del resto de las distribuciones se debe a que esta comunidad presenta un número abundante de unas pocas especies y una abundancia baja para pocas especies. Este comportamiento es característico de las etapas intermedias entre la sucesión y el climax, ó que la comunidad se encuentra sometida a un disturbio constante (Magurran, 1989), probablemente disturbios de índole antropogénico controlan la estructura de diversidad y abundancia de la comunidad riparia de la cuenca del Río San Juan (Figura 1).



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

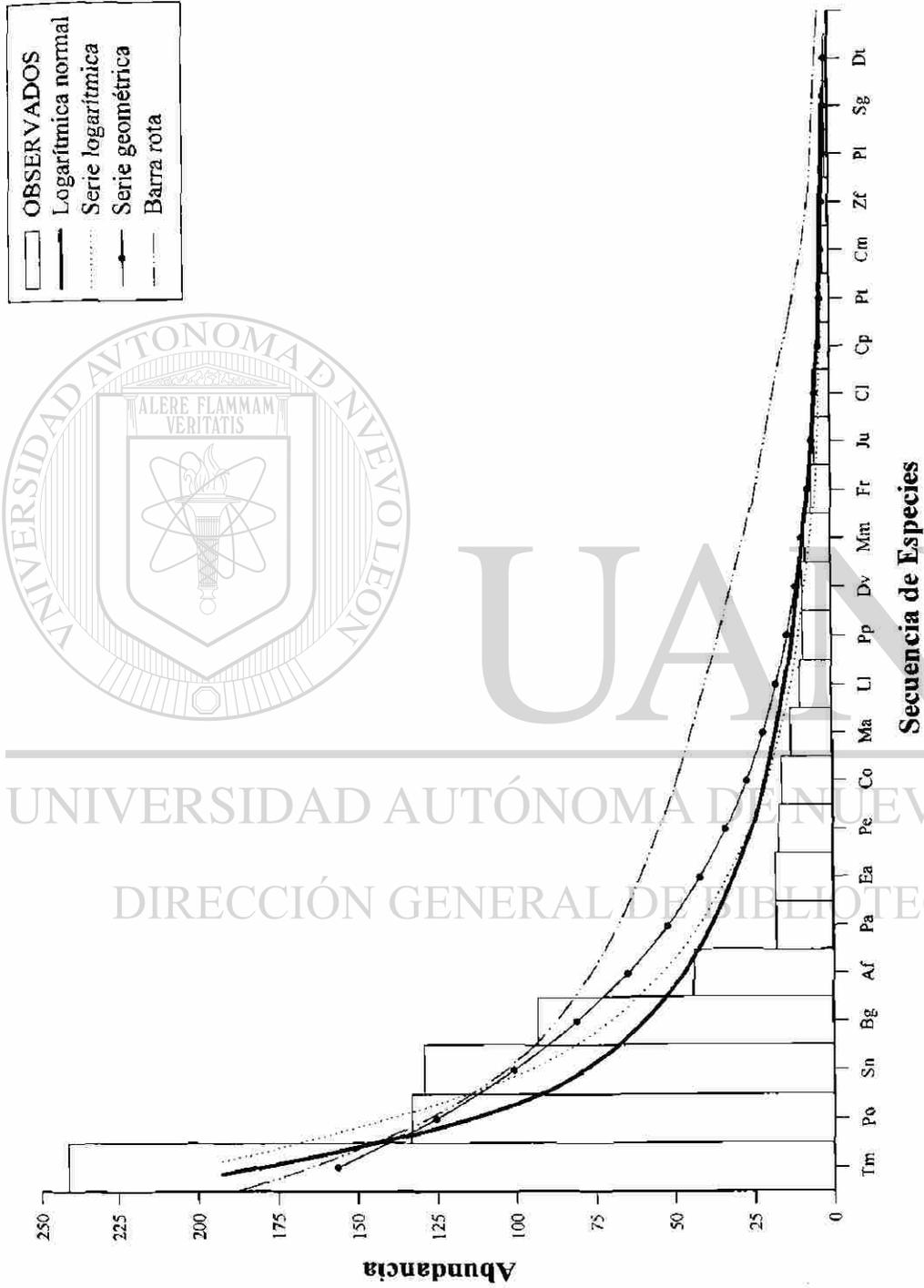


Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de vegetación riparia de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.

El índice de Shannon mostró que existen ciertas similitudes y diferencias entre la diversidad de las localidades monitoreadas (Figura 2). Los intervalos de confianza muestran que todos los sitios presentan cierta semejanza en diversidad a excepción de la localidad PSJ, cuya diversidad se asemeja más a HCP-MSJ, lo cual nos indica que la comunidad riparia es semejante en distintos puntos de los Ríos de la cuenca del San Juan. Las fuentes de variación más importantes fueron asociadas a la hidrología y al disturbio antropogénico.

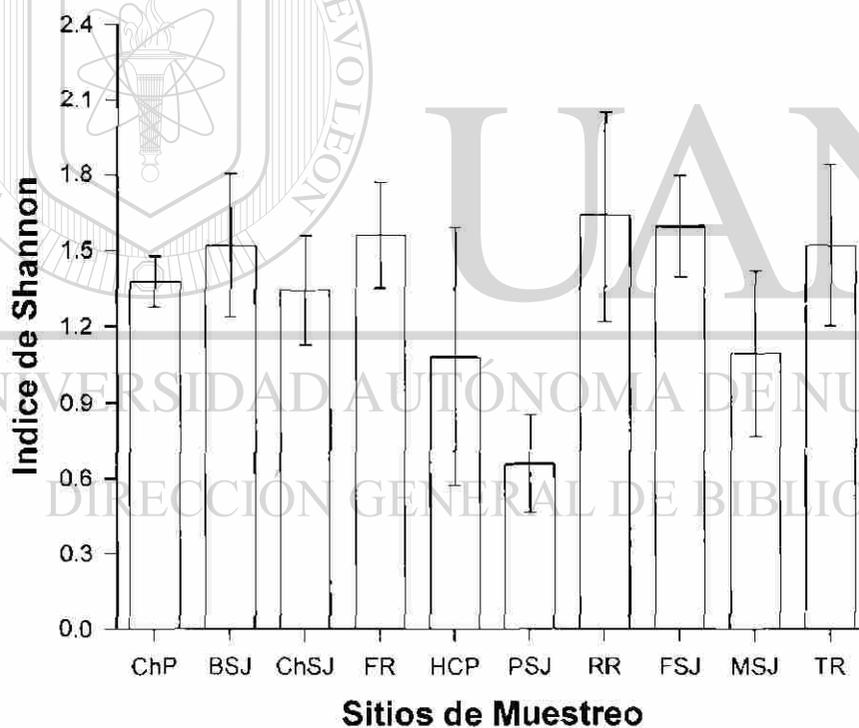


Figura 2. Índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

1.6.3. Índices de Similitud

Tomando en cuenta el valor de similitud mínimo de 0.75, el índice de Sorenson mostró las siguientes agrupaciones de sitios: (1) BSJ-ChSJ-PSJ-FSJ, (2) HCP-RR-MSJ, (4) FR y (5) TR. El índice de Morisita-Horn describió las siguientes aglomeraciones con similitud mínima de 0.75 los siguientes: 1) ChP-ChSJ, 2) BSJ-ChSJ-FR-HCP, 3) PSJ, 4) RR, 5) FSJ, 6) MSJ y 7) TR (ver hojas anexas).

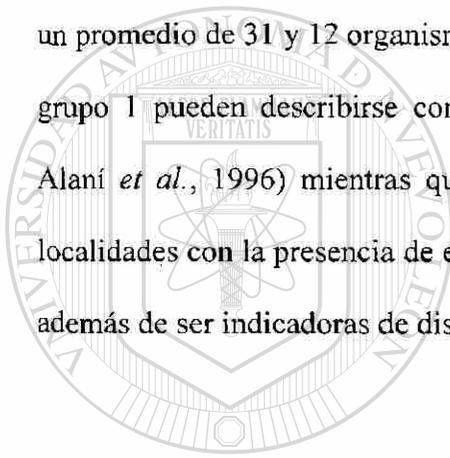
El análisis de conglomerados resultó en las agrupaciones siguientes: 1) BSJ-FR-HCP-ChSJ-ChP, 2)PSJ-MSJ-FSJ-RR y 3)TR (ver hojas anexas). Las agrupaciones resultantes del índice de Morisita-Horn son semejantes a los grupos emergentes del análisis de conglomerados, por tal razón se recomienda el uso de este último índice en la formación de grupos de sitios con similar diversidad y abundancia.

1.6.4. Análisis de componentes principales

Como resultado del análisis de componentes principales (ACP), se obtuvieron sistemas de coordenadas formados por el componente principal 1 (CP1) en el eje "x", y el componente principal 2 (CP2), en el eje "y", cada sistema esta compuesto por cuatro cuadrantes en cada uno de los cuales ocurre una correlación positiva, negativa o en ambos sentidos, entre los sitios y los géneros (Manzano, 1997). La correlación y posición espacial del agrupamiento de los sitios y géneros demuestra que tienen características similares entre ellos que hacen posibles tales agrupaciones.

El análisis de componentes principales (ACP) de especies por especies (SxS) mostró que los tres primeros componentes principales explican el 75% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La figura 3 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios dividido en dos grupos bien definidos. El primer grupo (1) comprende las localidades ChP-BSJ-ChSJ-FR-HCP y el segundo grupo (2) integrado por PSJ-FSJ-MSJ. Los sitios RR y TR permanecen aislados de los grupos mencionados. Este agrupamiento de localidades concuerda parcialmente con lo observado en el índice de diversidad de Shannon, el análisis de similitud de Morisita-Horn y el estadístico de conglomerados. Todos los análisis tienen en común las localidades del grupo 1 y 2, el índice de Morisita-Horn separa los sitios en 7 agrupaciones, ACP en 4, conglomerados en 3 y el índice de Shannon en 2. El análisis de componentes principales fue utilizado para explorar las causas de agrupamiento de la calidad y cantidad del agua, así como también las características del cauce. Es necesario recalcar que se realizaron más de un método de ordenación para confirmar la aglomeración de sitios, así como la aplicación de los índices de similitud y es obvio obtener resultados semejantes y no exactos entre las agrupaciones de las localidades, sin embargo nos da una idea más clara de la estructura de la diversidad-abundancia de nuestros sitios. El análisis de componentes principales fue tomado como base para la explicación del agrupamiento de localidades para la vegetación riparia, así como también para explorar las causas de agrupamiento de sitios sobre la base de calidad y cantidad del agua, así como las características del cauce.

En el análisis de componentes principales, las estaciones de muestreo presentes en el grupo 1 se caracterizaron por presentar el 66.6% de diversidad de géneros, con una abundancia relativa del 71.31% representado principalmente por *T. mucronatum*-*P. occidentalis* y *S. nigra* con un promedio de 47.4, 33.0 y 25.25 individuos por sitio (ver hojas anexas). El grupo 2 tiene representado el 41.66% de la diversidad total con una abundancia relativa del 21.82% dominado por *B. glutinosa* y *A. farnesiana* con un promedio de 31 y 12 organismos por localidad. Por esta razón las comunidades del grupo 1 pueden describirse como comunidades típicas riparias (Rzedowski, 1978; Alaní *et al.*, 1996) mientras que las comunidades del grupo 2 se describen como localidades con la presencia de especies xerofíticas en mayor número que las riparias, además de ser indicadoras de disturbio antropogénico.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

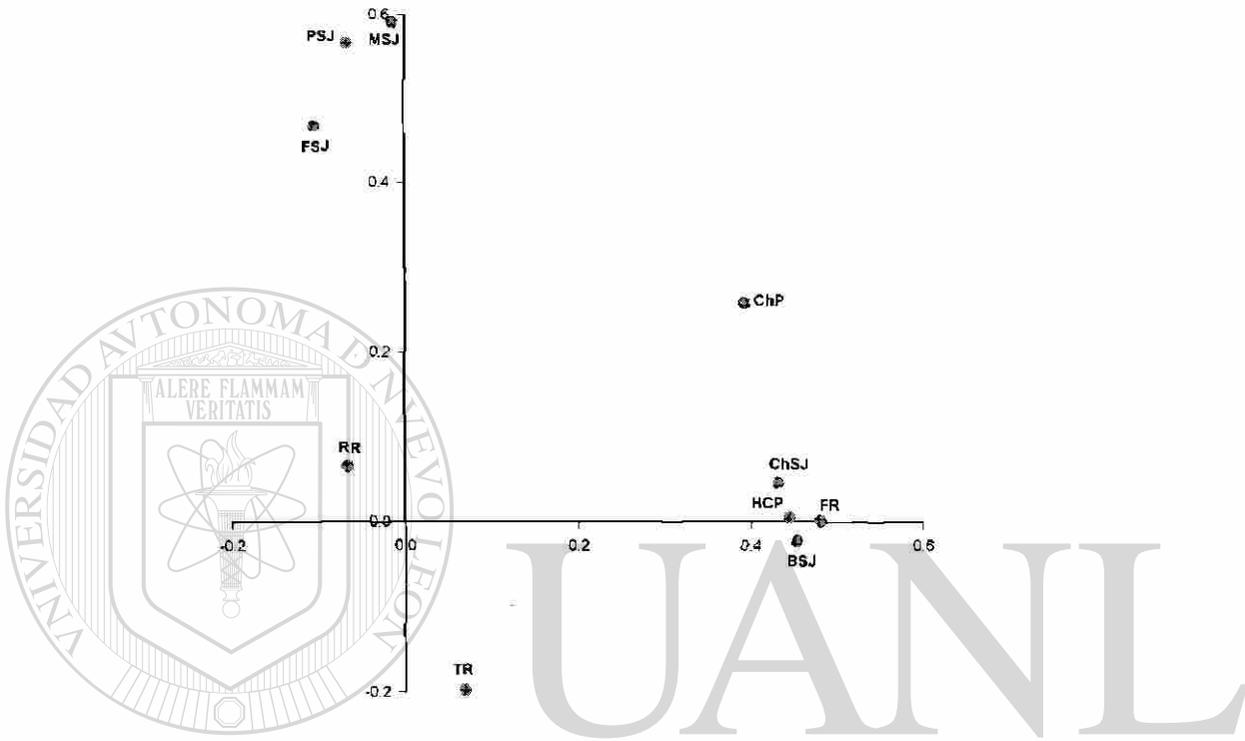


Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de especies x especies (SxS) de la comunidad de vegetación riparia de 10 puntos de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Al observar las estadísticas de los **eigen**vectores y tablas anexas, el CP1 lo explican las localidades BSJ-FR caracterizado principalmente por las poblaciones de *T. mucronatum*-*P. occidentalis*, y formado por un contraste de cargas positivas y negativas del grupo 2. El CP2 lo describen los sitios PSJ-MSJ, representado por *B. Glutinosa*-*A. farnesiana*, por lo tanto recibe este nombre, y se encuentra formado por el contraste de cargas del grupo 1.

Para la matriz de sitios x sitios (s x s), el análisis de componentes principales mostró que los cuatro primeros componentes explican el 75% de la varianza total entre los géneros de los sitios de muestreo; la figura 4 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento no muy bien definido de dos grupos de organismos. El grupo 1 se encuentra integrado por *L. leucocephala*-*P. tremuloides*-*M. azederach*-*Fraxinus* sp. y se encuentra caracterizado principalmente por el género *M. microphylla*, este grupo muestra una tendencia a estar formado por especies propias de vegetación riparia (Rzedowski, 1978; Alanis *et al.*, 1996). El grupo 2 se encuentra dominado por *P. aculeata*-*P. laevigata* y constituido además por *A. farnesiana* y *C. pallida*, el presente grupo se encuentra conformado principalmente por especies xerofíticas, algunas especies son características de disturbio.

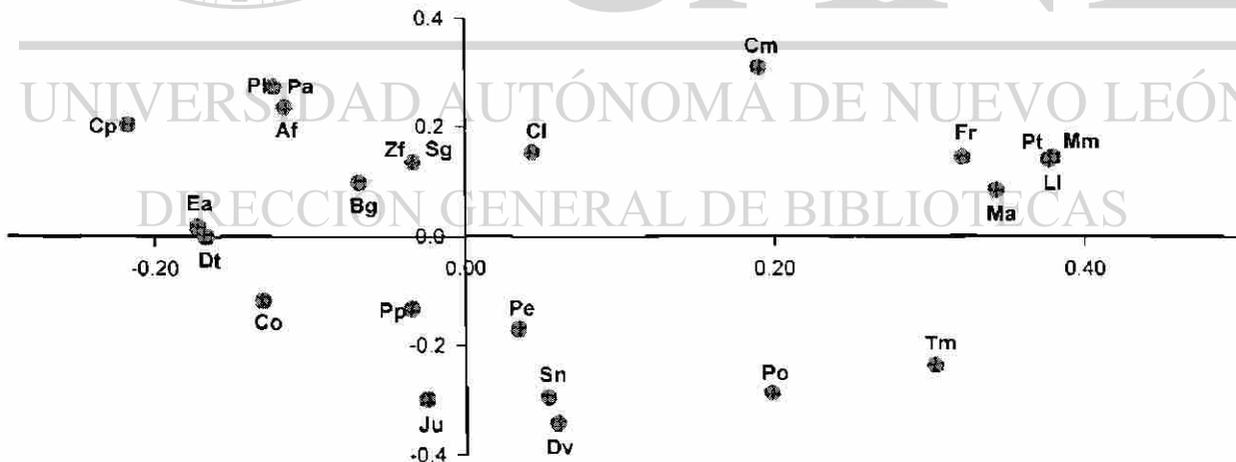


Figura 4. Resultado del análisis de componentes principales para la matriz de s x s de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Los eigenvectores resultantes del análisis de componentes principales para los géneros de los sitios de muestreo indican que el eje del CP1 se encuentra formado por un contraste de cargas tanto positivas como negativa, cuyo componente es influenciado principalmente por especies propias de vegetación riparia como *M. microphylla*. El CP2 esta representado por especies xerofíticas como *P. laevigata*-*P. aculeata* e integrado por los contrastes de cargas tanto positivas y negativas.

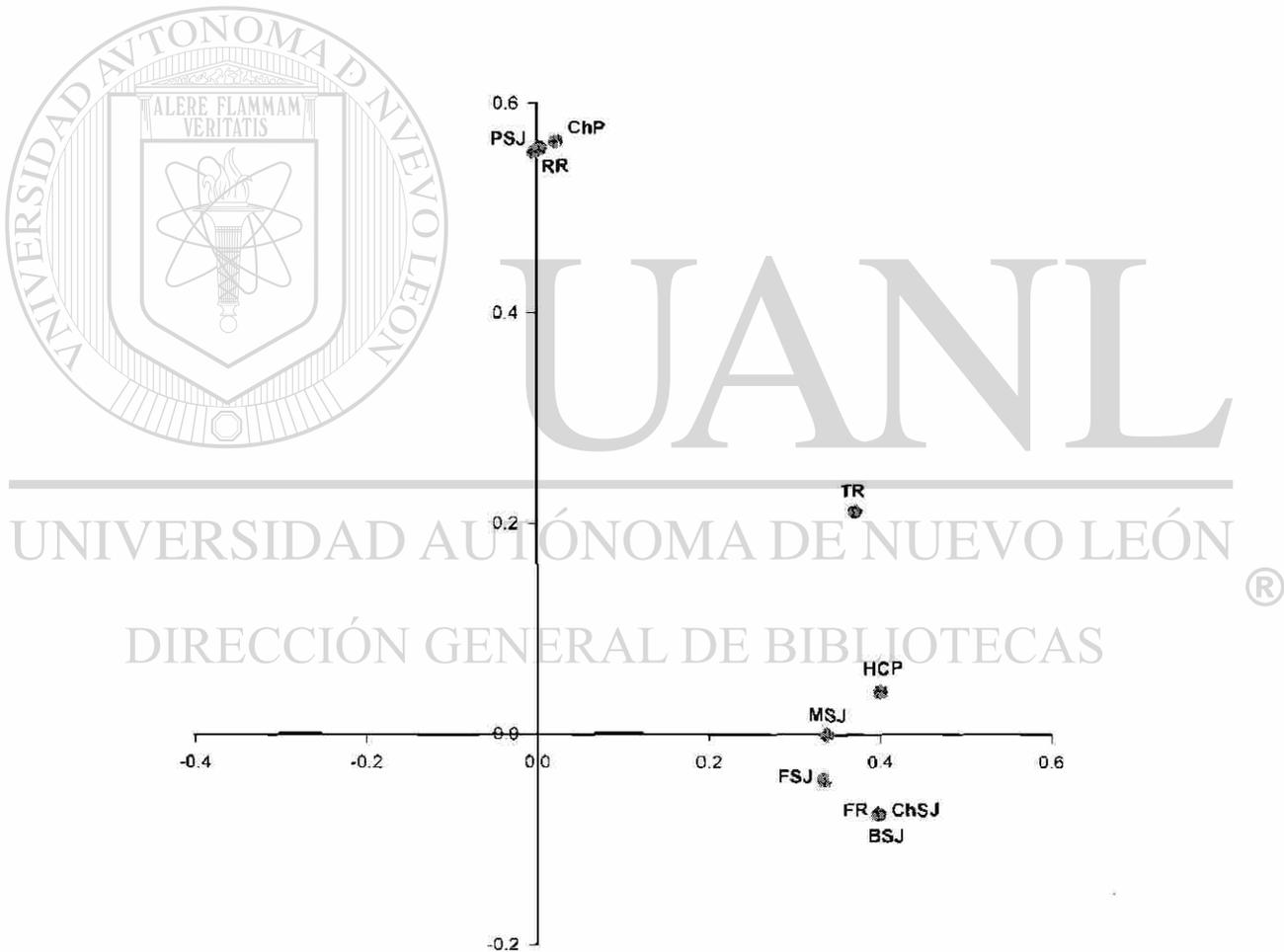


Figura 5. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El análisis de componentes principales para la calidad de agua mostró que los dos primeros componentes principales explican el 90% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La figura 5 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios, dividido en dos grupos. El primer grupo (1) comprende las localidades BSJ-ChSJ-FR-HCP-FSJ-MSJ y el segundo grupo ChP-RR-PSJ. La diferencia principal entre estos dos grupos radica en que el promedio del grupo 1 presentan mayor cantidad de coliformes fecales y totales, nitritos, grasas y aceites, demanda química de oxígeno (DQO) y Detergentes ó sustancias activas al azul de metileno (SAAM). Los promedios de los parámetros fisico-químicos del grupo 1 son por lo menos dos veces más altos que los presentes en el grupo 2, al hacer mención de los promedios de los parámetros de mayor cantidad, no se quiere dar a entender que necesariamente todos los parámetros excedieron las normas o criterios para la calidad del agua.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

La cantidad de sólidos sedimentables (2 mg/L) sobrepasa la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales para organismos de agua dulce solo para la localidad BSJ (4.33 mg/L), así como también sobrepasa la cantidad de sólidos suspendidos totales (60 mg/L) para los sitios de HCP (61 mg/L) y PSJ (66 mg/L). Los promedios de los parámetros del grupo 1 del criterio ecológico de la calidad del agua CE-CCA-001/89 para la protección de la vida acuática, sobrepasan los parámetros máximos permisibles de coliformes fecales (200 NMP/100 ml), mientras que los sulfatos (0.005 mg/L) sobrepasan los parámetros

máximos permisibles para el grupo 1 y 2, cabe mencionar que los sulfatos aumentan con la concentración de los desechos provenientes del drenaje (APHA-AWWA-WPCF, 1981), lo que deduce que todas las localidades presentan contaminación proveniente de drenaje, mientras que las localidades de BSJ (4.314 mg/L) y PSJ (0.422 mg/L) sobrepasan los límites máximos permisibles de detergentes o SAAM. Basándose en estos resultados concluimos que los sitios del grupo 1 presentan más disturbio que las localidades presentes en el grupo 2 por lo tanto, separamos los grupos en sitios de regular y buena calidad del agua. El grupo 1 presenta características de regular calidad de agua mientras que el grupo 2 tiene propiedades que la hacen ser de buena calidad de agua. De las localidades más afectadas se observa BSJ y HCP, esta última localidad se caracteriza por presentar la menor abundancia-diversidad de especies junto con PSJ, en estas tres localidades se observaron la presencia de asentamientos humanos muy cerca de los cauces, lo cual explica la alteración de la calidad del agua. La localidad ChP es el sitio con mayor abundancia de especies, presentando buena calidad de agua.

Entre los grupos de sitios emergentes del análisis de componentes principales para la vegetación riparia y la calidad del agua existe una conexión parcialmente significativa en sus resultados, por ejemplo; los sitios integrados en el grupo 1 y 2 de vegetación riparia se encuentran aglomerados en su mayoría con el grupo 1 de ACP para la calidad del agua, este grupo se encuentra dominado por *T. mucronatum* y *P. occidentales* para el grupo 1, mientras que el grupo 2 principalmente por *B. glutinosa* y *A. farnesiana*, deduciendo que estos organismos preferencialmente se encuentran en

aguas con regular calidad de agua. *P.occidentalis* y *T. mucronatum* son las especie con mayor abundancia en ChP, y en menor escala en demás sitios del grupo 1, lo que pone de manifiesto que la calidad les afecta negativamente con respecto a la abundancia, lo cual quiere decir que quizá estas especies sean tolerantes a la calidad de agua regular, desarrollándose mejor en zonas de mejor calidad de agua.

El análisis de componentes principales para la cantidad de agua mostró que los dos primeros componentes explican el 99% de la varianza total entre las localidades de muestreo. La figura 6 entre los dos primeros componentes muestra una agrupamiento de sitios más o menos notorio en tres grupos. El primer grupo (1) comprende HCP-MSJ-TR-ChSJ y el segundo grupo incluye las localidades de FSJ-PSJ-ChP-RR-FR-BSJ. Los componentes están agrupados en un grupo con dos subgrupos, el eje "x" del CP1 presenta cargas tanto positivas como negativas y el

CP2 (eje "y") separa a los 2 grupos solo del lado positivo, todas las cargas latentes presentan cargas positivas, el CP1 es el más importante. Los promedios de los parámetros físicos del cauce del grupo 1 son de 1 a 2.6 veces mayor al grupo 2. Sobre la base de los resultados anteriores separamos nuestros grupos en características físicas mejor definidas y menos definidas, por lo tanto el grupo 1 presenta características mejor definidas, mientras que en el grupo 2 se observan características físicas del cauce menos definidas. La localidad que presentó características físicas mejor definidas fue el sitio MSJ observándose poca diversidad-abundancia de especies, posiblemente esta localidad presente tales características debido a que es una zona de confluencia entre los Ríos San Juan y Santa Catarina, en general se

observó una tendencia notoria entre los sitios a disminuir la diversidad-abundancia conforme el cauce se aleja de su origen en la Sierra Madre Oriental. Las extracciones por bombeo, represas y geología (infiltración-exfiltración) de los caudales, así como la extrema sequía y la canalización de sus aguas presentada en los últimos años parcialmente explican estas variaciones. En el grupo 1, se observan parcialmente los grupos 1 y 2 de vegetación riparia, mientras que en el grupo 2 se localizan preferencialmente las especies de *T. mucronatum* – *P. Occidentalis* y *S. nigra* – *B. glutinosa* y *A. farnesiana*, estas especies concuerdan con lo mencionado por Rzedowski, (1978), es decir que son especies propias de vegetación riparia.

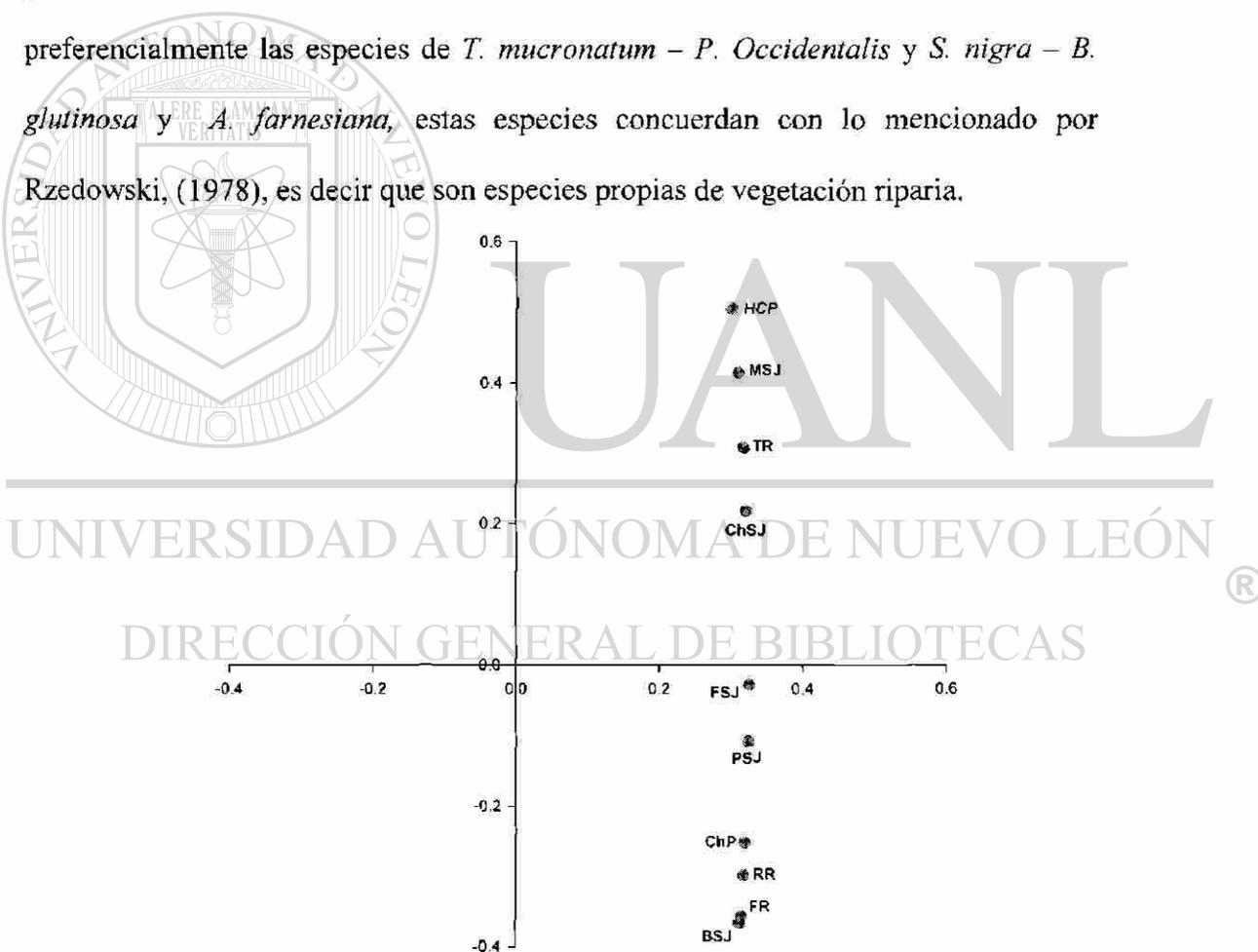


Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreo sobre la base de la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Al realizar una comparación entre los sitios esta información es concluyente en que al grupo de organismos 1 y 2 de vegetación riparia prefieren sitios con características físicas no bien definidas como cauces con poca profundidad, angostos y gastos no muy importantes, así como lugares preferencialmente con calidad de agua regular. La vegetación riparia se encuentra parcialmente influenciada tanto por la calidad como por la cantidad de agua, más sin embargo se cree hay mayor influencia de la cantidad de agua, ya que basándose en los índices de diversidad se observó una tendencia negativa conforme aumenta el gasto en los caudales de aguas arriba hacia aguas abajo.

1.7. Conclusiones

La presente investigación, para la comunidad de vegetación riparia, que el índice normal logarítmico λ mejor describe la diversidad-abundancia, mientras que el modelo que obtuvo un mejor ajuste fue logarítmico normal, describiendo que nuestra comunidad de vegetación riparia se encuentra en una etapa intermedia de sucesión vegetal.

Para conocer la clasificación de los sitios de muestreo sobre la base de la diversidad-abundancia de especies de vegetación riparia, los análisis de componentes principales, correlacionaron positivamente los parámetros de la calidad y cantidad del agua, determinando que la cantidad de agua influye preferencialmente sobre el establecimiento de nuestras especies, ya que basándose en los índices de diversidad se

observa una tendencia negativa de la diversidad-abundancia a disminuir conforme nos alejamos del origen del Río y continua su curso aguas abajo.

1.8. Literatura Citada

Alanís, F.G., Cano y Cano, G. y M. M. Rovalo. 1996. Vegetación y Flora de Nuevo León. CEMEX. México. 251pp

APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation). 1981. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Fifteenth edition. Pp. 1134.

Ashraf, M.M. 1987. The role of forestry in watershed management and soil conservation. *Pakistan Journal of Forestry*, 37 (4):197-202.

Briggs, M. 1995. Evaluating degraded riparian ecosystems to determine the potential effectiveness of revegetation. General Technical Report Intermountain Research Station, USDA Forest Service. No. INT-GTR-315, 63-67.

Cavazos, C.C. 1997. Estudio de las comunidades vegetales de los márgenes del Río Cabezones-Conchos en el Estado de Nuevo León, México. Tesis inédita. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N.L. pag. 11.

Chávez-Huerta, Y., A.L. Medina, X., Madrigal-Sánchez y T. Sáenz-Reyes. 1994. Caracterización preliminar de las asociaciones de vegetación ribereña de la cuenca del arroyo El Carrizal, Tapalpa, Jalisco, México. Cooperación Social para el manejo sostenible de los Ecosistemas Forestales, Quinto Simposium Bienal México-Estados Unidos de América. Pp154-165.

Christensen, N.L. 1989. Ecological consequences of the 1988 fires in the Greater Yellowstone Area. Final report from de Greater Yellowstone postfire ecological assessment workshop. Denver, Colorado.

Correll D., S. y M. Corning. 1979. Manual of the Vascular Plants of Texas. Published by the University of Texas. Pp 1881.

Fernández-Delgado, C. y F.J. Sánchez-Polaina. 1996. Efectos del fuego sobre los ecosistemas acuáticos y las comunidades de peces. Quercua. 126:26-29

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Friedman, J.M.; Osterkamp, W.R.; Scott, M.L. y Auble, G.T. 1998. Downstream effects of dams on channel geometry and bottomland vegetation; regional patterns in the Great Plain. Wetlands, 18 (4):619-633.

Gauch, H.G. 1982. Multivariate Analysis in Community Ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 298 Pp.

Hardwinarto, S. 1989. Water quality observations at Karang Mumus watershed in Samarinda, East Kalimantan. GFG-Report-German Forestry Group, Mulawarman University, Samarinda, Kalimantan, Indonesia. No. 13, 29-37,

Heede, B.H. 1990. Vegetation strips control erosion in watersheds. USDA-Forest Service, No. RM-499, 5pp.

Hernández, B.E. 1987. Proposal for the rehabilitation of riparian forest on the river Mucujum: action necessary to improve water quality. Revista forestal venezolana, No.31, 3-58.

Hupp, C.R. and Osterkamp, W.R. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14, 277-295.

Johnson, W.C. 1998. Adjustment of riparian vegetation to river regulation in the Great Plain, USA. *Wetlands*. 18:4, 608-618.

King, H.B. 1989. Streamwater quality of upstream forest watersheds. *Quarterly Journal of Chinese Forestry*, 22:1, 99-108.

López, J.G. 1993. Levantamiento de suelos en la cuenca baja del Río Pílon, Nuevo León, México. *Investigaciones Geográficas*, Universidad Autónoma de México, Boletín del Instituto de Geografía No. 26.

Lowrance, R.; Todd, R.; Fail, J. Jr.; Hendrickson, O., Jr.; Leonard, R. y Asmussen, L.
1984. Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds.

Lyon, L.J., et al. 1978. Effects of fire on fauna. USDA Fore Service General
Technical Report WO-6. Washington, D.C.

McMahon, T.E. and De Calesta, D.S. (1990). Effects of fire on fish and wildlife. En
natural and prescribed fire in Pacific Northwest Forests. J.D. Walstad, S.R.
Radosevich y D.V. Sandberg. Oregon State University Press. Carvallis,
Oregon

Manzano, C. M.G.F. 1997. Procesos de Desertificación Asociados a Sobrepastoreo
por Caprinos en el Matorral Espinoso de Linares, Nuevo León. Tesis inédita,

Facultad de Ciencias Forestales, Linares. Pp 101.

Patten, D.T. 1998. Riparian ecosystem of semi-arid North America: diversity and
human impacts. Wetlands, 18(4): 498-512.

Rosentreter, R. 1992. High-water indicator plants along Idaho waterways. Symposium
on ecology and management of riparian shrub communities. Sun Valley, ID,
May 29-31, 1991. Pp 18-24.

Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, S.A. México. pp 347-348.

Rzedowski J. y G. C de Rzedowski. 1979. Flora Fanerogámica del Valle de México. Vol. 1 Generalidades, Gymnospermae, Dicotiledoneae (Saururaceae-Polygalaceae). Pp 403.

Rzedowski J. y G. C de Rzedowski. 1985. Flora Fanerogámica del Valle de México. Vol II Dicotiledoneae (Euphorbiaceae-Compositae). Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México D.F. Instituto de Ecología México. Pp 674.

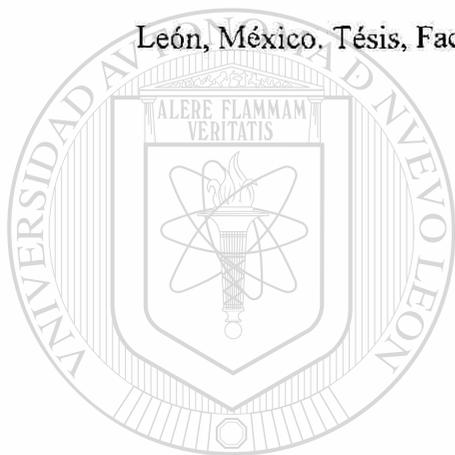
Szaro, Robert C. 1989. Riparian forest and scrubland community types of Arizona and New Mexico. Desert Plants. (Special Issue)9 (3-4):70-138.

Stromberg, J.C. 1998. Functional equivalency of saltcedar (*Tamarix chinensis*) and fremont cottonwood (*Populus fremontii*) along a free-flowing river. Wetlands, 18:4, 675-686.

Swanston, D.N., 1980. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western North America impacts on natural events. USDA Forest Service General Technical Report PNW-104. Pacific Forest and Range Experiment Station. Portland, Oregon

Thomas, D.H.L. 1996. Dam construction and ecological change in the riparian forest of the Hadejia-Jama'are floodplain, Nigeria. *Land-Degradation and development*, 7:4, 279-295.

Váldez-Támez, V. 1981. Contribución al conocimiento de los tipos de vegetación, su cartografía y notas florístico ecológicas del municipio de Santiago, Nuevo León, México. Tesis, Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. Pp 200.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



2. CAPITULO II

LAS ESPECIES ICTIOLÓGICAS Y LAS VARIACIONES EN CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS CAUDALES EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, NUEVO LEÓN, MÉXICO

2.1. Resumen

La presente investigación se llevó a cabo en tres ríos principales de la cuenca del río San Juan, evaluando 8 localidades con la finalidad de: 1) describir la estructura y diversidad-abundancia de la comunidad ictiológica, 2) ajustar índices de diversidad y modelos de abundancia, 3) ordenar y clasificar unidades de muestreo y 4) tratar de explicar las causas de las diferencias existentes en la diversidad-abundancia de las localidades muestreadas en base a la calidad y cantidad de agua, así como de las características físicas del cauce. En cada sitio se colectaron peces con redes tipo chinchorro, posteriormente el material biológico se preparó para su preservación e identificación. Los índices y modelos probados fueron Margalef, Menhinick, Shannon, Simpson, alfa y lambda; y serie geométrica, serie logarítmica, logarítmica normal y barra rota, respectivamente. Los análisis de ordenación y clasificación fueron componentes principales y análisis de aglomerados, confirmados por los índices de similitud de Sorensen y Morisita-Horn y por el análisis de varianza al índice de Shannon. En total se colectaron 5608 individuos, los cuales correspondieron

a 18 especies pertenecientes a 8 familias. Las familias más abundantes fueron Poeciliidae y Cyprinidae. El índice de diversidad de Shannon y el modelo de la serie logarítmica normal describieron mejor la diversidad-abundancia de este grupo biológico. Cuatro grupos emergieron del análisis de componentes principales y fueron compatibles entre los índices de similitud y las técnicas de ordenación. Estos grupos estuvieron parcialmente determinados por la cantidad y la calidad del agua donde *Gambusia affinis-Astyanax mexicanus* se encuentran en sitios con regular calidad de agua y preferencialmente en lugares profundos, con gastos y áreas mayores, mientras que *Notropis amabilis-Lepomis megalotis* también comparten hábitats similares en calidad de agua que las especies anteriores, pero se localizan en zonas de características físicas del cauce poco definidas, de igual manera que *Dionda melanops-Poecilia formosa* a excepción de que estas especies prefieren buena calidad de agua. Este trabajo propone estudiar las variables del caudal y la diversidad-abundancia de peces para plantear estrategias de manejo a corto y mediano plazo de los caudales de la cuenca del río San Juan.

2.2. Abstract

This research was conducted in three major tributaries of the San Juan watershed, evaluating 8 sampling sites with the major objectives of: 1) describing the structure of the fish diversity and abundance, 2) fitting indexes and models of diversity- abundance of the fish community, 3) ordinating and classifying sampling sites, and 4) trying to explain the causes of variation with streamflow quantity and quality as well as with the channel physical characteristics. In each site, using fishnets

collected fishes, and individuals were prepared for taxonomic identification latter in the laboratory. The indexes of Maraglef, Menhinick, Shannon, Simpson, Alpha, and Lambda as well as the models of log series, geometric series, broken stick and log normal were fitted at the sampling site and watershed scale. Ordination and classification techniques used were principal component analysis and cluster analysis, respectively, verified by the Sorensen and Morisita-Horn indexes of similitude to detect the B diversity. In total 5608 individuals were collected, belonging to 18 species and 8 families. Most abundant families were Poeciliidae and Cyprinidae. The Shannon diversity index and the logarithmic series model fitted better the diversity–abundance of this biological group. Four groups of fishes emerged from the ordination technique and were compatible with groups emerged from the cluster and similitude indexes. These groups were partially characterized by stream water quality, where *Gambusia affinis-Astyanax mexicanus* distribute preferentially in medium to high stream water quality sites, with well-defined channels and large discharge.

Notropis amabilis–*Lepomis megalotis* share similar habitas with the species described above but they also distribute in streams with not well-defined channels, in association with *Dionda melanops*–*Poecilia formosa*, although the latter species are found mostly in stream with high water quality. This research stresses the need to further associate the variables of streams, discharge, quality, and physical characteristics to understand the distribution of the fish community and sustainable manage the stream water resources of the San Juan river.

2.3. Introducción

La mala planificación en el manejo de nuestros recursos naturales ocasiona su empobrecimiento biológico, tal es el caso del manejo de las cuencas hidrológicas. En Nuevo León la cuenca del río San Juan se ha ido deteriorando paulatinamente por diferentes causas, entre las que destacan la sobre explotación hídrica, la creación de embalses y la contaminación de sus aguas por desechos domésticos e industriales, ocasionando disturbios en la calidad y cantidad del agua, resultando un impacto ambiental sobre la diversidad-abundancia de los ecosistemas acuáticos y riparios.

Los impactos ocasionados a los ecosistemas riparios han alterado las condiciones de diferentes grupos biológicos, dentro de los cuales los peces son claves en la cadena trófica. La ictiología y las relaciones existentes con factores bióticos y abióticos se ha estudiado en diferentes partes del mundo. Núñez (1973) señala los efectos de los fertilizantes sobre la calidad del agua y sus repercusiones con los peces.

Billard y Roubard (1985) enfocan sus estudios en las alteraciones de los contaminantes sobre los estadios tempranos de los peces. Para la cuenca del San Juan se han realizado estudios sobre los factores ambientales y su repercusión sobre las especies ícticas (Villarreal, 1983). Contreras-Balderas (1974) ha estado evaluando los cambios en las comunidades de peces a través del tiempo y ha discutido que esto se debe a la disminución de los caudales y los cambios en la calidad del agua. Sin embargo en la cuenca no se han realizado estudios puntuales tendientes a relacionar los factores del caudal con la diversidad-abundancia ictiológica.

Los objetivos de ésta investigación fueron: 1) describir la estructura de la comunidad ripárica en sistemas lóticos, 2) ajustar y probar modelos e índices que describan la diversidad-abundancia de la comunidad íctica, 3) determinar el índice que mejor describa la estructura y diversidad de los peces y 4) definir las características del hábitat que influyen en la estructura de la comunidad de peces de tres ríos de la cuenca del río San Juan.

2.4. Literatura Revisada

2.4.1. Factores que afectan la calidad

Núñez (1973) mencionó que los fertilizantes son causantes de eutroficación y que alteran las condiciones del agua, favoreciendo la multiplicación y desarrollo de la flora acuática, abatiendo los niveles de oxígeno en las aguas en perjuicio de la diversidad de peces.

Según Barajas (1980) y Ruiz (1982) los factores ambientales alcalinidad y salinidad, juegan un papel importante como limitantes en la supervivencia, diversidad y movimiento de poblaciones ícticas.

Kenneth y Chares (1982) determinaron las preferencias de hábitat de la trucha en zonas de vegetación riparia que han sido pastoreados y sin pastorear por ganado, encontrando que la población de peces son de menor tamaño en secciones pastoreadas y que la trucha prefiere hábitat sin pastorear.

Villarreal (1983) determinó los factores biológicos ambientales que actúan y repercuten en la composición y dinámica de las especies icticas del Río San Juan, ya que a partir de 1960 ha ido incrementando la contaminación sobre la cuenca y detecta cambios de carbonatos de calcio y de cloruros, los cuales son factores primordiales y/o limitantes en la tolerancia, movimientos, cambios en la distribución, abundancia, impacto (en acción conjunta con contaminación y obras hidráulicas, índice de diversidad y en la formación de comunidades de peces. Reporta a *Gambusia affinis* como una especie que presenta amplios rangos de tolerancia fisicoquímica, ya que fue encontrada de manera abundante en zonas de disturbio y altamente contaminados.

Billard y Roubard (1985) señalaron que las pruebas que se han realizado para estimar los efectos de los contaminantes sobre los peces, han demostrado que el desarrollo de las etapas tempranas (embrionaria y juvenil) son las más sensibles a los productos tóxicos.

Ruiz-Campos, *et al.* (1985), señaló que *Asyanax mexicanus* es un organismo de amplia tolerancia ecológica y es usualmente abundante, de aquí que no se entiende su desaparición de algunas localidades del Río Bravo, parte central de Texas y lugares hacia el sur a una distancia no muy definida

Obregón (1987) reconoció al Río San Juan como el principal medio de transporte de aguas residuales domésticas e industriales del Area Metropolitana de Monterrey (AMM), determinando que el nivel de contaminación de la cuenca en

1982 todavía no llegaba a los límites extremos. Esta investigación consideró que debía atenderse dicho problema, ya que los pobladores que viven cerca del ecosistema ripario utilizan los peces como fuente de alimento, los cuales presentan concentraciones de metales pesados y a la larga traerá grandes repercusiones al ser humano, y aunque los peces aún son tolerantes a los niveles de contaminación presentes, pueden llegar a morir si no se adecua un manejo idóneo.

Brooks *et al.* (1992) indicaron en general que las aguas naturales deben contener menos de 90 mg/l de sulfatos para tener una fauna deseable.

Rickert (1993) enumeró los siguientes perjuicios de la agricultura a la calidad del agua: aumento de la temperatura, erosión-sedimentación, salinidad, calidad sanitaria, residuos orgánicos degradables, enriquecimiento de nutrientes, sustancias químicas tóxicas (microelementos residuales y sustancias residuales sintéticas) y nitratos.

Flores (1997) realizó un estudio en el sistema hidrológico San Juan sobre la calidad del agua revelando que aún existe contaminación por detergentes, grasas, aceites, nitratos, coliformes fecales y algunos metales pesados, en donde estos últimos están relacionados con el caudal, ya que en la época de grandes escurrimientos la masa de contaminantes es mayor y en la época de sequía la concentración aumenta, pudiendo potencialmente afectar la ictiofauna.

2.4.2. Factores que afectan la cantidad del agua

Contreras-Balderas (1974) realizó una evaluación de los cambios en las comunidades de peces en la cuenca del Río San Juan, encontrando que éstas han variado a través del tiempo principalmente por las reducciones en los caudales debido al uso excesivo, la turbidez por la erosión agrícola, la contaminación de las descargas de la Ciudad de Monterrey y de poblados ribereños. Esto ha causado la desaparición de la fauna nativa de peces, además analizando la composición de la cuenca del Río Bravo (Contreras-Balderas y Lozano-Vilano *et al.*, 1994) en el cual descarga sus aguas el Río San Juan, se han ido incrementando desde 1953 a 1989 la penetración de especies de agua salada, lo que indica que hay un incremento de salinización representando una amenaza en la agricultura, incrementando el costo al darle tratamiento a estas aguas y sobre todo afectando a las especies nativas de la región.

Existen algunas razones para que las comunidades de peces comiencen a declinar; el desarrollo de la agricultura resultando una disminución en el volumen de agua incrementando la aridez; la construcción de presas ocasionando altas temperaturas y reduciendo el oxígeno en el agua; la contaminación de aguas residuales sin tratar y la introducción de especies exóticas (Contreras-Balderas, 1978).

Se han realizado estudios de las preferencias de profundidad y velocidad del agua del salmón (*Salmo salar*) en cuatro ríos de Maine, determinando una profundidad

media de 38 cm y una velocidad medida a 12 cm del sustrato de 53 cm/seg (Kenneth *et al.*, 1982)

Ha sido demostrado que algunas especies de peces tales como *Oncorhynchus tshawytscha*, *Alosa sapidissima* y *Spirinchus thaleichthys* incrementan su abundancia directamente con los flujos de los ríos (Stevens and Miller, 1983).

Edwards y Contreras-Balderas (1991) en una investigación histórica de colectas de peces realizadas en la parte baja del Río Bravo en los últimos 138 años sugieren la existencia de dos ictiofaunas discretas. Una población se encuentra aguas arriba y está compuesta principalmente de especies adaptadas a agua dulce, la otra población se encuentra aguas abajo y se encuentra formada por una mezcla de los elementos más abundantes de la población aguas arriba de especies estuarinas. Los muestreos más

recientes hechas en la parte baja del Río Bravo permiten apreciar que han ocurrido alteraciones en las poblaciones de esos peces. Las especies indígenas parecen haber sido reemplazadas por especies exóticas ó por especies propias de los estuarios. Estos cambios en la fauna parecen estar relacionados con la disminución del volumen de escorrentía y el incremento de la contaminación de las aguas por sustancias químicas.

Platts (1989), citado por US-EPA (1993), menciona algunos de los efectos del sobrepastoreo sobre los recursos riparios y acuáticos, entre ellos: entrada de contaminantes al agua provenientes de las tierras de sobrepastoreo, incremento de la contaminación fecal, cambios en la morfología del canal del río (aumento de la

anchura y disminución de la profundidad), cambios en la periodicidad y magnitud de los eventos del flujo de la corriente debidos a cambios en la cobertura vegetal, incremento de la temperatura del agua, incremento de la erosión hídrica y eólica de las riberas y los suelos del cauce por la pérdida de la cobertura vegetal, eliminación de la vegetación riparia, cambios en la composición de especies riparias, decremento en el vigor de las plantas, eliminación de las comunidades riparias y otros más.

García *et al.* (1994) señala que el lago de Pátzcuaro ha sufrido grandes cambios y reducciones en la calidad y cantidad de sus recursos naturales. Los efectos del deterioro de las condiciones ambientales se han investigado sobre el pez blanco (*Chirostoma estor*) endémico del lago de Pátzcuaro.

2.5. Metodología

El presente estudio se realizó en los ríos San Juan, Ramos y Pílon de la cuenca del Río San Juan. En total, 8 estaciones de muestreo, se seleccionaron en base a la presencia-ausencia de asentamientos humanos, presencia de vegetación ripárica, cauce definido y corriente perenne. Las características de los sitios de muestreo se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la Cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.

SITIO	RIO	LOCALIDAD	VEG. RIPARIA		COORDENADAS UTM	
			Diversidad	Abundancia	X	Y
ChP	Pilón	Cortijo, El Chapotal	10	270	410467	2782972
BSJ	San Juan	La Boca	9	60	390867	2815795
ChSJ	San Juan	Ejido Chihuahua	7	72	403579	2825412
FR	Ramos	El Fraile-Terreros	14	142	405985	2804536
PSJ	San Juan	El Porvenir	4	90	446825	2819813
RR	Ramos	Raíces	7	20	396572	2793373
FSJ	San Juan	La Fragua	8	62	413957	2824197
TR	Ramos	Las Trancas	7	34	408222	2820839

La colecta de material se realizó con redes tipo chinchorro de 3 y 5 m con una duración de muestreo de 1hr. Posteriormente el material se colocó inmediatamente en un frasco con formol al 10%, 7 días después se procedió a lavar a los ejemplares en agua por 24 hs, enseguida se colocaron en una solución de alcohol isopropílico al 50% el cual fue su medio de preservación permanente (Hall *et. Al.*, 1962).

Se tomó como base para la identificación taxonómica del material las claves de Alvares del Villar (1969). Para la identificación de los representantes de la familia Poeciliidae nos apoyamos con las claves de Miller (1983) fueron usadas además de las tomadas como base, ya que los peces pertenecientes a esta familia han sido taxonómicamente más estudiados por su alto potencial de hibridación como es el caso de *Poecilia formosa*. Esta especie se caracteriza principalmente por no presentar en sus poblaciones individuos machos cruzándose con *P. mexicana* ó *P. latipinna*, lo cual hace difícil su identificación.

Como apoyo para identificar a los Centrarchidae, las claves de Trautman (1957) fueron utilizadas, las cuales muestran claves más específicas de este grupo de individuos, además de ilustraciones que hacen llegar con mas facilidad a la correcta identificación de los organismos.

La descripción taxonómica del género *Astyanax* es actualmente muy compleja por tal motivo es necesaria sea revisada por especialistas que conozcan el panorama (Contreras-Balderas y Lozano, 1998), y basándose en estas aseveraciones optamos por reportar a ésta especie como *Astyanax mexicanus*. La identificación de *Ictalurus lupus* fue basada en las claves taxonómicas de Humphries (1982). La identificación para *Notropis amabilis* fue basada en el reporte de Platania (1996), la cual muestra información actualizada sobre las especies. Para las especies del género *Dionda* spp. sucede un caso parecido al de los representantes de *Astyanax* sp., actualmente para la distribución en la que se encontró se determinó que es *Dionda melanops* en base a lo descrito por Mayden *et al.* (1992).

Una vez identificado el material biológico con sus respectivas claves y preparados para su preservación se incorporó a la colección del laboratorio de Ictiología de la Facultad de Ciencias Biológicas, la cual servirá como referencia para posteriores estudios.

La estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad bentónica se modeló por medio de las distribuciones siguientes: (1) serie geométrica, (2) serie logarítmica,

(3) el modelo normal logarítmico y (4) barra rota. Estos modelos están descritos por las ecuaciones matemáticas [1], [2], [3] y [4], respectivamente.

El modelo de la Serie geométrica descrito por Magurran (1989) es:

$$n_i = N C_k k(1-k)^{i-1} \quad [1]$$

donde: n_i = número de individuos de la especie que ocupa la i -ésima posición de abundancia.

N = número total de individuos

$C_k = (1 - (1-k)^S)^{-1}$, es una constante que asegura que $\sum n_i = N$

k = proporción del espacio de nicho disponible o recursos que cada especie ocupa.

El modelo de la Serie logarítmica descrito por Magurran (1989) toma la forma:

$$\alpha x, \alpha x^2/2, \alpha x^3/3, \dots, \alpha x^n/n \quad [2]$$

Siendo αx el número de especies esperado que presentan un solo individuo, $\alpha x^2/2$ aquellas que tengan dos individuos, y así sucesivamente.

El modelo normal logarítmico descrito por Magurran (1989) toma la forma siguiente:

$$S(R) = S_0 \exp(-a^2 R^2) \quad [3]$$

donde: $S(R)$ = abundancia de especies por cada clase.

S_0 = abundancia de especies en la clase modal.

$$a = (2\sigma^2)^{1/2} = \text{la amplitud inversa de la distribución}$$

El modelo de la barra rota descrito por Magurran (1989) se describe como:

$$S(n) = (S(S-1)/N)(1-n/N)^{s-2} \quad [4]$$

donde: $S(n)$ = número de especies en la clase de abundancia que presenta n individuos

Adicionalmente se ajustaron seis índices de diversidad; dos basados en la riqueza de especies: (1) Margalef y (2) Menhinick, dados por los modelos [5] y [6] respectivamente.

El índice de Margalef descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$D_{Mg} = (S-1) \ln N \quad [5]$$

donde: S = número de especies colectadas

N = número total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de Menhinick descrito por Magurran (1989) es:

$$D_{Mn} = S/\sqrt{N} \quad [6]$$

donde: S = número de especies colectadas

N = número total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de diversidad de Shannon, basado en la abundancia proporcional de las especies, se encuentra dado por el modelo [7]

El índice de Shannon descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \quad [7]$$

donde: p_i es la proporción de individuos hallados en la especie i -ésima

El índice de Simpson, basado en una medida de dominancia, se encuentra dado por el modelo [8]

El índice de Simpson descrito por Magurran (1989) se describe como:

$$D = \sum p_i^2 \quad [8]$$

donde: p_i = abundancia proporcional de la i -ésima especie: (n_i/N) .

El índice α de la serie logarítmica [9] y el índice λ del modelo normal logarítmico [10] se describe a continuación

El índice α de la serie logarítmica descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$\alpha = \frac{N - (1 - x)}{x} \quad [9]$$

donde: N = número total de individuos

x = es casi siempre > 0.9 y nunca > 1.0 . Si la relación $N/S > 20$
entonces $x > 0.99$.

El índice λ de la normal logarítmica descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$\lambda = \frac{S^*}{\sigma} \quad [10]$$

donde: S^* = número total de especies esperado

σ = desviación estándar

La prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia entre los sitios de muestro se probó con el método de t de Hutcheson (1970) dado por el modelo [11]. Aquí se uso exclusivamente el índice de Shannon en las comparaciones estadísticas, por ser el único índice que presenta un error en su estimación

$$t = \frac{H_1 - H_2}{(\text{Var}H + H_1)^{1/2}} \quad [11]$$

donde: $H_{1,2}$ = índices de Shannon en muestras 1 y 2

$\text{Var} H_1$ y H_2 = varianza del índice de Shannon en muestras 1 y 2

con grados de libertad dados por [12]

$$df = \frac{(\text{Var}H_1 + \text{Var}H_2)^2}{(\text{Var}H_1)^2 / N_1 + (\text{Var}H_2)^2 / N_2} \quad [12]$$

donde: N_1 y N_2 = número total de individuos en las muestras 1 y 2.

Otra forma de probar la homogeneidad de la comunidad en los sitios de muestreo fue a través de una prueba de χ^2 realizada con el modelo de diversidad-abundancia de mejor ajuste. La prueba de χ^2 la describe Magurran (1989) por el modelo [13].

$$\chi^2 = \sum_{esp1}^n (A_{oi} - A_{ei})^2 \quad [13]$$

donde: A_{oi} y A_{ei} = abundancia de los sitios 1 y 2 por cada especie ordenada secuencialmente.

Además para conocer si la diversidad es semejante entre sitios de muestreo se

utilizaron los índices cuantitativos de similaridad de Sorenson [14], basado en la abundancia de especies y el índice de Morisita-Horn [15], basado en la riqueza y abundancia de la especie más común.

El índice de Sorenson descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$C_s = \frac{2jN}{(aN + bN)} \quad [14]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

$2jN$ = suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas localidades.

El índice de Morisita-Horn descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$C_{MH} = \frac{2 \sum (a_i b_i)}{(da + db)aN - bN} \quad [15]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

a_i = número de individuos de la i -ésima especie en A

b_i = número de individuos de la i -ésima especie en B

$$da = \frac{\sum a_i^2}{aN^2}$$

$$db = \frac{\sum b_i^2}{bN^2}$$

El análisis de componentes principales (Gauch, 1982), se utilizó como una medida de asociación indirecta entre la diversidad-abundancia de la estructura de los sitios de muestreo con las características de calidad y cantidad del caudal. Primero se analizaron por separado la estructura de la ictiofauna, la cantidad y la calidad del agua. Finalmente los grupos emergentes se asociaron por las características biológicas y fisicoquímicas del caudal de cada grupo emergente.

La determinación de los parámetros de la calidad del agua se realizó en los laboratorios de la Comisión Nacional del Agua en Monterrey (CNA), bajo tres esquemas de análisis: grasas y aceites, bacteriológicos y fisicoquímicos. Estos análisis se realizaron para cada uno de los sitios de muestreo cuyos resultados se pueden observar en la Tabla 2.

Las determinaciones de los parámetros de la cantidad de agua se llevaron a cabo por datos proporcionados por CNA de escurrimientos para cada una de las estaciones de muestreo, así como también por la toma de datos al momento del monitoreo del sitio, cuyos resultados se encuentran descritos en la Tabla 2. Como parte complementaria a la presente investigación se analizaron otros grupos biológicos, siendo estos material de entomofauna bentónica y de vegetación ribereña. Para cada comunidad biótica se siguieron los mismos objetivos que para los peces, así

como también su relación con las condiciones abióticas del hábitat. Lo anterior con la finalidad de tener un panorama más amplio en el conocimiento del ecosistema ripario de los tres ríos estudiados de la Cuenca del río San Juan. Los resultados de insectos y de vegetación riparia se pueden encontrar publicados en otros reportes adjuntos a este trabajo de investigación.

Tabla 2. Resultados de los análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan.

	CUP	BSJ	ChSJ	FR	PSJ	RR	FSJ	TR
CALIDAD								
Aciidez total, mg/L CaCO ₃	0	6.003	7	2	0	0	2	0
Alcalinidad fenolftaleína, mg/L CaCO ₃	7	4.503	0	0	0	6	0	1
Alcalinidad total, mg/L CaCO ₃	150	228.552	275	167	130	157	167	141
Cloruros, mg/L	11	52	61	7	66	3	44	17
Coliformes fecales, NMP/100 ml	20	5146840.278	240000000	240000000	2	20	2	700
Coliformes totales, NMP/100 ml	90	5182489.729	240000000	240000000	60	20	900000	700
Color, Upr-Co	5	41	36	4	152	5	8	12
Conductividad eléctrica jumbos/cm	601	931	1095	411	956	357	646	378
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/L	2	5.565	3	2	2	2	2	2
Demanda química de oxígeno, mg/L	5	25	19	17	9	5	5	5
Dureza total, mg/L CaCO ₃	324	364	317	207	329	184	277	182
Dureza de calcio, mg/L CaCO ₃	261	301	296	88	165	156	211	85
Dureza de magnesio, mg/L CaCO ₃	63	63	21	119	164	28	66	97
Grasas y aceites, mg/L	0.47	5.993	2	2.55	1.31	0.69	0.91	0.7
Nitrógeno de nitrato	0.002	0.011	0.012	0.002	0.003	0.001	0.004	0.003
pH	7.88	8.02	7.84	7.96	7.82	7.77	7.46	7.78
SAAM, mg/L	0.02	4.314	0.021	0.038	0.422	0.011	0.037	0.038
Sólidos totales, mg/L	473	692.385	806	261	753	237	459	265
Sólidos suspendidos totales, mg/L	3	29.190	38	5	66	2	4	3
Sólidos disueltos totales, mg/L	470	664.306	768	256	687	235	455	262
Sólidos sedimentables, ml/L	0.1	4.337	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1
Sulfatos, mg/L	148	189	251	41	266	36	115	36
Temperatura del agua (°C)	23	23	23.5	24	31	25	29	34
Temperatura ambiente (°C)	24.5	25	24.5	33	34	33	30	30
Turbiedad, UTTN	0	5	7	0	28	0	1	2
CANTIDAD								
Profundidad (m)	0.37	0.34	0.75	0.32	0.5	0.33	0.55	0.8
Amplitud (m)	12.55	9.05	9	11.2	5	16.33	7	12.5
Area (m ²)	4.65	3.04	6.75	3.58	2.5	5.4	3.85	10
Gasco (cm)	0.22	1.2	1.3	0.9	0.23	0.07	0.3	0.11

2.6. Resultados

2.6.1. Diversidad y Abundancia

La diversidad y abundancia de la ictiología observada en 8 sitios de muestreo de la cuenca del río San Juan, muestreados de marzo-junio de 1999 se reportan en la Tabla 3. Un total de 5608 individuos fueron colectados, los cuales correspondieron a 19 géneros, pertenecientes a 8 familias, cuya abundancia promedio fue de 295.15 con una desviación estándar de 603.38. Las familias mayormente colectadas fueron Poeciliidae y Cyprinidae correspondiéndoles 62.26% y 22.53%, respectivamente. Ictaluridae registró la menor abundancia relativa con un 0.03% de la abundancia total.

Tabla 3. Diversidad y abundancia de los peces encontrados en los sitios de muestreo de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México, en orden de más a menos abundante.

Núm.	Clave	Especie	ChP	BSJ	ChSJ	FR	PSJ	RR	FSJ	TR	Abundancia
1	Ga	<i>Gambusia affinis</i>	2	8	415		1	2	260	1892	2580
2	Pf	<i>Poecilia formosa</i>	8	27	2		58	1	414	299	809
3	Am	<i>Astyanax mexicanus</i>	4		106		2	1	392	130	635
4	Dm	<i>Dionda melanops</i>	240	14				176			430
5	Nj	<i>Nothopis amabilis</i>			224	128		22	30	7	411
6	Ca	<i>Campostoma anomalum</i>						50	132	187	369
7	Pm	<i>Poecilia mexicana</i>	16						66	20	102
8	T	<i>Tilapia sp.</i>							48	12	60
9	Ms	<i>Micropterus salmoides</i>		1			38		4	11	54
10	Ce	<i>Cichlasoma cyanoguttatum</i>		2	4	2	5	1	20	8	42
11	Ct	<i>Cyprinella lutrense</i>								37	37
12	Lm	<i>Lepomis megalotis</i>		8		18	2	4			32
13	Cr	<i>Cyprinella rutila</i>						17			17
14	Mc	<i>Moxostoma congestum</i>						15		1	16
15	Eg	<i>Etheostoma grahami</i>						8			8
16	La	<i>Lepomis macrochirus</i>					3				3
17	Li	<i>Ictalurus lupus</i>						1		1	2
18	H	<i>Heterandria cf. Jonesi</i>			1						1
<u>Abundancia</u>			270	284	528	148	109	298	1366	2605	5608
<u>Diversidad</u>			5	7	5	3	7	12	9	12	

2.6.1.1. Diversidad

En total se observaron 18 géneros pertenecientes a 8 familias localizados en los 8 sitios monitoreados. La diversidad promedio y su desviación estándar entre los sitios fue de 7.5 y 3.3 géneros por sitio, respectivamente. La diversidad fue variable entre sitios y el sitio RR (12), representó el 66.6% de la diversidad de especies. Aunque la localidad TR (12) presenta la misma diversidad, los índices no lo indicaron debido a que existe mayor uniformidad en los datos de la localidad RR, no siendo así para TR, cuya abundancia es mucho mayor en algunas especies como *Gambusia affinis* lo que hace que presente menor uniformidad (Tabla 3). RR representa el sitio con mayor cantidad de especies raras, además de ser la única localidad de acuerdo a los modelos de abundancia con una distribución de especies más uniforme que los demás sitios y por consiguiente más diversa. El sitio FR (3) registro la diversidad menor con el 16.66% de la diversidad total observada, tal y como lo demuestran los índices de diversidad.

2.6.1.2. Abundancia

El número total de individuos colectados en las estaciones de muestreo en la cuenca del río San Juan fue de 5608 individuos con un promedio y una desviación estándar entre sitios de 701 y 868.14 individuos por estación de muestreo. Las localidades que presentaron mayor abundancia fueron TR (2605) y FSJ (1366) del total de peces colectados, mientras que FR (148) y PSJ (109) sumaron solo el 4.5% de la abundancia total.

De la frecuencia en las localidades de colecta encontramos que los géneros *Gambusia affinis* (7), *Poecilia formosa* (7) y *Cichlasoma cyanoguttatum* (7) fueron más comunes de encontrar en las estaciones de muestreo, mientras que hubo organismos que solo se presentaron en un solo sitio como es el caso de *Notropis amabilis*, *Lepomis macrochirus*, *Etheostoma grahami*, *Heterandria* cf. *jonesi*, entre otros. *Etheostoma grahami* se caracteriza por ser una especie endémica del área, por tal motivo no se llega a encontrar en otros sitios de muestreo, mientras que *Heterandria* cf. *jonesi* es el primer reporte para el estado de Nuevo León, ya que no se encuentra en la lista más reciente de Contreras-Balderas (2000).

Las especies con mayor abundancia numérica fueron *Gambusia affinis* (2580), *Poecilia formosa* (809) y *Astyanax mexicanus* (635), representando el 71.75% de la abundancia total. Existe una tendencia general entre sitios que muestra que entre mayor sea la abundancia de especies, mayor será la diversidad prevaleciente en el área (Pielou, 1975; Krebs, 1985; Magurran, 1988.)

2.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad

Los índices de diversidad probados y los modelos de abundancia-diversidad se reportan en la Tabla 4. Los índices de diversidad estuvieron mejor relacionados con la diversidad que con la abundancia. Las gráficas entre S, N y los índices de diversidad mostraron en general tendencias positivas para todos los índices con la excepción de Simpson, el cual mostró una tendencia negativa por su factor de potencia. Las tendencias entre los índices y la diversidad fueron lineales, pero el índice de Shannon

tuvo una mejor correlación lineal. Por esta razón, el índice de Shannon describe mejor la diversidad-abundancia de la ictiología ya que se asoció linealmente y de una manera significativa con S ($r = 0.7402$) y con n ($r = 0.3347$). Los otros índices en contraste mostraron menores asociaciones y con menor significancia.

Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de abundancia para los sitios de muestreo en la Cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.

	ChP	BSJ	ChSJ	FR	PSJ	RR	FSJ	TR
DIVERSIDAD								
Riqueza de especies (S)	5	7	5	3	7	12	9	12
Individuos (N)	270	284	528	148	109	298	1366	2605
Margalef	0.71	1.06	0.64	0.40	1.28	1.93	1.11	1.40
Menhinick	0.30	0.42	0.22	0.25	0.67	0.70	0.24	0.24
Shannon	0.48	0.82	0.58	0.44	1.13	1.38	1.69	1.00
Simpson (1/D)	0.79	0.63	0.66	0.76	0.40	0.39	0.22	0.55
Serie log (α)	0.87	1.30	0.76	0.53	1.67	2.50	1.29	1.64
Log norm (λ)	7.03	16.91	15.71	3.80	13.35	23.27	21.57	13.64
MODELOS								
Ser Geom.	N	N	N	N	N	N	N	N
Ser log	S	S	S	S	S	S	N	S
Log norm	S	S	S	S	S	S	S	S
Barra rota	N	N	N	N	N	S	N	N

El modelo logarítmico normal mostró el mejor ajuste a la estructura de la diversidad-abundancia de la ictiofauna por que aceptó el mayor número de hipótesis nulas y con las mejores probabilidades. El ajuste bondadoso del resto de las distribuciones se debe a que esta comunidad presenta especies con abundancia intermedia, las cuales llegan a ser las más comunes indicándonos que la comunidad íctica se encuentra en una etapa intermedia de evolución entre la sucesión y el clímax. Esta aseveración se verifica cuando se observa la estructura de la comunidad de la cuenca del río San Juan. (Figura 1).



Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de peces de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León México.

El índice de Shannon mostró que existen ciertas similitudes entre la diversidad de algunos sitios monitoreados (Figura 2). Los intervalos de confianza, muestran tres grupos principales entre las localidades monitoreadas mas o menos definida: 1) ChP-ChSJ-FR, 2) BSJ-PSJ-RR-TR, estos grupos presentan mayor semejanza en diversidad entre localidades aunque no la misma abundancia entre los sitios, lo que demuestra que aunque no presentan la misma cantidad de taxones, sí están presentes los mismos géneros entre ellas y al mismo tiempo presentan organismos que difieren entre los grupos; 3) FSJ tiene la mayor diversidad en comparación con los otros sitios sin tener semejanza estadística con las demás localidades.

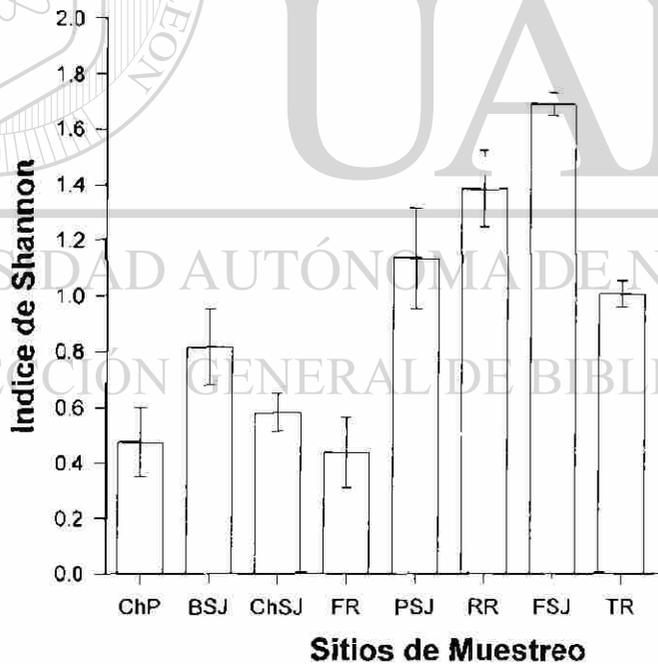


Figura 2. El índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de la ictiofauna en 8 sitios de muestreo de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.

2.6.3. Índices de Similitud

Considerando el valor de similitud mínimo de 0.75, el índice de Sorenson resultó en las siguientes aglomeraciones: 1)ChP-BSJ-RR, 2)FR-PSJ, 3)ChSJ, 4)FSJ y 5)TR. El índice de Morisita-Horn describió los siguientes conjuntos de sitios con una similitud mínima de 0.75, siendo estos; 1)ChP-RR, 2)BSJ-FR, 3)ChSJ-TR, 4)PSJ y 5)FSJ.

El análisis de conglomerados, utilizando la distancia euclidiana con el procedimiento simple de vecino más cercano, resultó en las agrupaciones siguientes: 1)ChP-RR, 2)FR-BSJ y 3) PSJ-FSJ-TR-ChSJ.

Los índices emergentes del índice de similitud de Morisita Horn son semejantes a las agrupaciones resultantes del análisis de conglomerados. Por esta razón se recomienda el uso de este índice de Morisita-Horn en la formación de grupos de sitios con similar diversidad y abundancia. Tal vez este análisis explica mejor la similitud entre las localidades debido a que toma en cuenta tanto la diversidad como la abundancia de especies en la realización del estadístico.

2.6.4. Análisis de componentes principales

Como resultado del análisis de componentes principales (ACP), se obtuvieron sistemas de coordenadas formados por el componente principal 1 (CP1) en el eje "x", y el componente principal 2 (CP2), en el eje "y", cada sistema esta compuesto por cuatro cuadrantes en cada uno de los cuales ocurre una correlación positiva, negativa

o en ambos sentidos, entre los sitios y los géneros (Manzano, 1997). La correlación y posición espacial del agrupamiento de los sitios y géneros demuestra que tienen características similares entre ellos que hacen posibles tales agrupaciones.

El análisis de componentes principales (ACP) de especies x especies (SxS) mostró que los tres primeros componentes principales explican el 79% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La gráfica entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios divididos en tres grupos. El primer grupo (1) comprende las localidades ChSJ-FSJ-TR, el segundo grupo (2) por BSJ-FR y el tercer grupo (3) integrado por ChP-RR. Figura 3. El agrupamiento de localidades de ACP concuerda parcialmente con los aglomerados formados por los índices de Shannon, Morista-Horn y análisis de conglomerados. El índice de Morisita-Horn agrupa los sitios en 5 grupos, mientras que el ACP en 4 y finalmente el análisis de conglomerados en 3. El análisis de componentes principales es considerado para explorar las causas de agrupamiento de sitios sobre la base de calidad y cantidad del agua y las características del cauce.

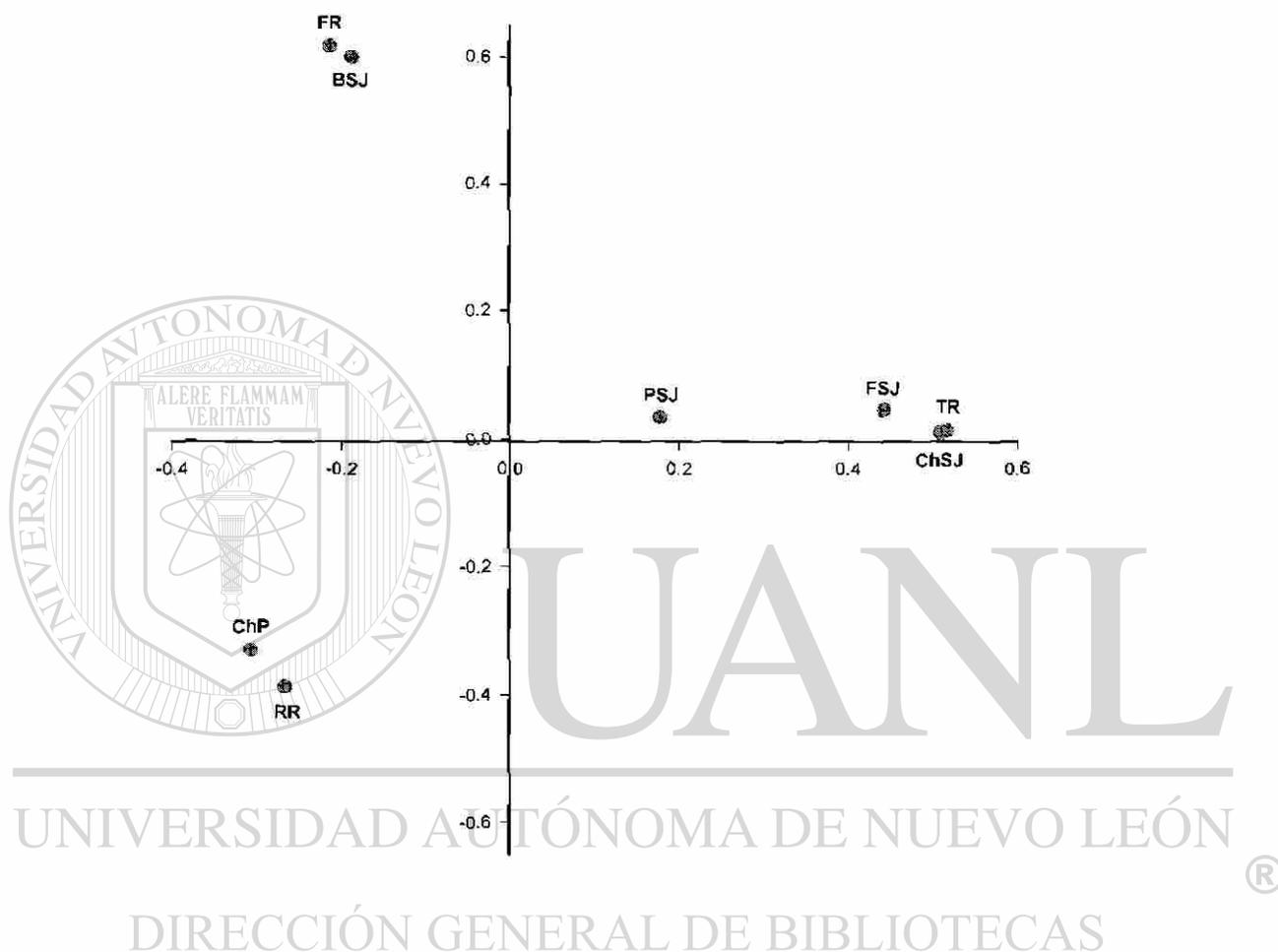


Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de géneros x géneros de la comunidad íctica en 8 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El análisis de componentes principales indican que las estaciones de muestreo presentes en el grupo 1, se caracterizaron por presentar el 73.68% de diversidad de especies, con una abundancia relativa del 81.34% representado principalmente por el poecilido *Gambusia affinis* y el Characido *Astyanax mexicanus* con un promedio de 855.66 y 209.33 individuos por sitio (Tabla 6). El grupo 2 tiene representado el

17.94% de la diversidad total con una abundancia relativa del 7.70%, dominado por los representantes de las familias Cyprinidae y Centrarchidae, *Notropis amabilis*, *Lepomis megalotis* con un promedio de 176 y 4.5 especies por localidad. Las estaciones del grupo 3 presentan el 33.33% de la diversidad total con una abundancia relativa del 15.47%, caracterizado por organismos pertenecientes a la familia Cyprinidae, *Dionda melanops* y la familia Poeciliidae, *Poecilia formosa* con un promedio de 208 y 4.5 individuos por sitio respectivamente.

El CPI se encuentra caracterizado principalmente por las poblaciones de *Gambusia affinis-Astyanax mexicanus-Campostoma anomalum*. El CP2 esta representado por *Notropis amabilis* principalmente.

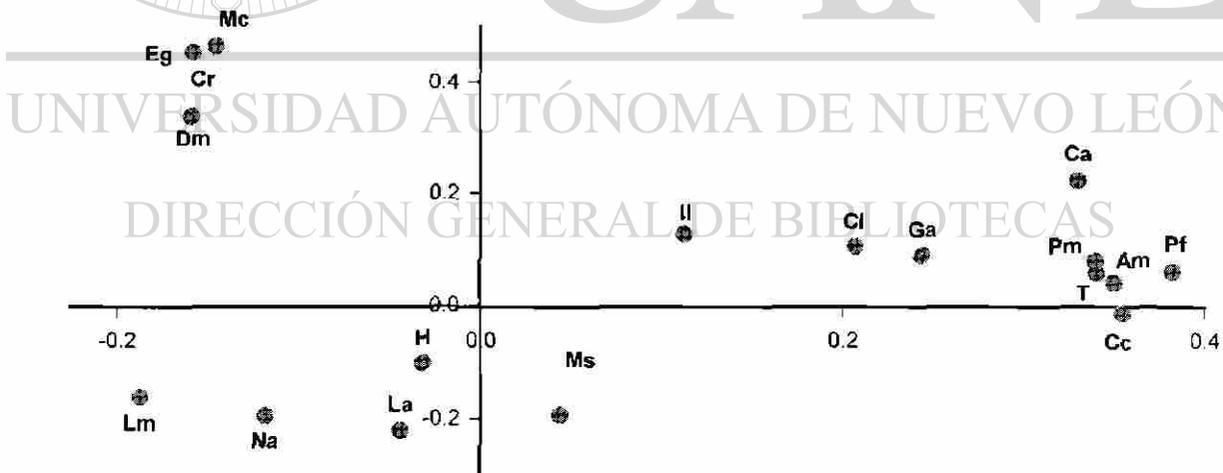


Figura 4. Resultado del análisis de componentes principales para las localidades (s x s) de las especies ícticas para la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El análisis de componentes principales para la matriz de sitios x sitios (s x s) mostró que los tres primeros componentes explican el 70% de la varianza total entre las especies de los sitios de muestreo. La figura 4 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de tres grupos. El grupo 1 se encuentra integrado por *Cichlasoma cyanoguttatum*, *Astyanax mexicanus*, *Poecilia mexicana*, *Tilapia* sp y se encuentra caracterizado por *Poecilia formosa*; el grupo 2 contrastantes con el 1^{er} grupo esta dominado por *Moxostoma congestum* y constituido por *Etheostoma grahami*, *Notropis amabilis* y *Cyprinella rutila*.

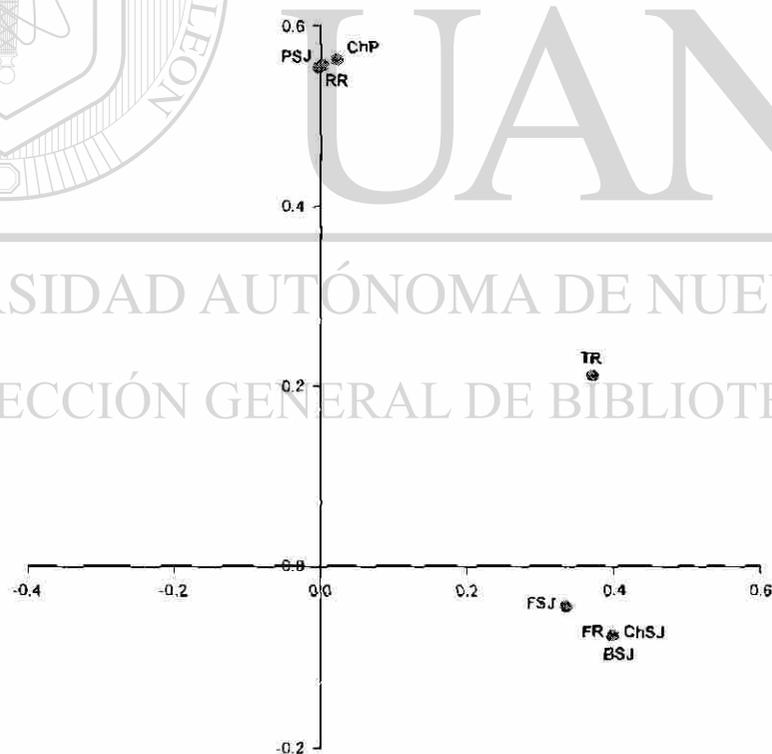


Figura 5. Resultado del análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreo en base a la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El análisis de componentes principales para la calidad de agua mostró que los dos primeros componentes principales explican el 90% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La figura 5 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios, dividido en dos grupos. El primer grupo (1) comprende las localidades BSJ-ChSJ-FR-FSJ y el segundo grupo ChP-RR-PSJ. La diferencia principal entre estos dos grupos radica en que el grupo 1 presenta mayor concentración de los parámetros físicos-químicos del agua como son: coliformes totales y fecales, nitrógeno de nitritos, grasas y aceites, demanda química de oxígeno (DQO) y sustancias activas al azul de metileno (SAAM), lo cual concuerda con lo mencionado por Flores (1997) para el río San Juan. La cantidad de coliformes fecales sobrepasa la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales para organismos de agua dulce, y sulfatos del criterio ecológico de la calidad del agua CE.CCA-001-89, para la protección de la vida acuática, cabe mencionar que este parámetro aumenta con la concentración de los desechos provenientes del drenaje (APHA-AWWA-WPCF, 1981). El primer grupo presenta características de regular calidad de agua mientras que el grupo 2 tiene propiedades que la hacen ser de buena calidad de agua; los promedios de los parámetros físico-químicos son por lo menos dos veces más altos que los presentes en el grupo 2, además de ser sitios en donde la presencia de la actividad humana no se hace muy presente como en los sitios del grupo 1.

La cantidad de sólidos sedimentables (2 mg/L) sobrepasa la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales para organismos de agua dulce solo para la localidad BSJ (4.33 mg/L), así como también sobrepasa la cantidad de sólidos suspendidos totales (60 mg/L) para los sitios de HCP (61 mg/L) y PSJ (66 mg/L). Los promedios de los parámetros del grupo 1 del criterio ecológico de la calidad del agua CE-CCA-001/89 para la protección de la vida acuática, sobrepasan los parámetros máximos permisibles de coliformes fecales (200 NMP/100 ml), mientras que los sulfatos (0.005 mg/L) sobrepasan los parámetros máximos permisibles para el grupo 1 y 2, cabe mencionar que los sulfatos aumentan con la concentración de los desechos provenientes del drenaje (APHA-AWWA-WPCF, 1981), lo que deduce que todas las localidades presentan contaminación proveniente de drenaje, mientras que las localidades de BSJ (4.314 mg/L) y PSJ

(0.422 mg/L) sobrepasan los límites máximos permisibles de detergentes o SAAM.

Basándose en estos resultados concluimos que los sitios del grupo 1 presentan más disturbio que las localidades presentes en el grupo 2 por lo tanto, separamos los grupos en sitios de regular y buena calidad del agua. El grupo 1 presenta características de regular calidad de agua mientras que el grupo 2 tiene propiedades que la hacen ser de buena calidad de agua.

Existe una influencia parcial entre los grupos de sitios emergentes de los análisis de componentes principales para los peces y la calidad del agua. El grupo 3 de peces se encuentra en su totalidad relacionado con el grupo 2 de la calidad de

agua, poniendo de manifiesto que *Dionda melanops* y *Poecilia formosa* se localizan en agua de calidad buena, mientras que el grupo 2 de peces concuerda en un 100% con el grupo 1 de la calidad de agua, deduciendo que *Notropis amabilis* y *Lepomis megalotis* son característicos de aguas de regular calidad del agua, mientras que *G. Affinis* y *A. mexicanus*, se encuentran preferencialmente en sitios con características de regular calidad de agua, aunque también llegan a encontrarse en localidades con buena calidad de agua.

El análisis de componentes principales para la cantidad de agua mostró que los dos primeros componentes explican el 99% de la varianza total entre las localidades de muestreo. La figura 6 entre los dos primeros componentes muestra una agrupamiento de sitios más o menos notorio en tres grupos. El primer grupo (1) comprende TR-ChSJ y el segundo grupo incluye las localidades de FSJ-PSJ-ChP-RR-

FR-BSJ. El grupo 1 presenta promedios en profundidad, angostura, área y gasto de hasta 2 veces mayor en comparación al grupo 2. No existe una tendencia notoria a incrementar estos parámetros conforme el cauce se aleja de su origen en la Sierra Madre Oriental. Las extracciones de bombeo, represas y geología (infiltración y exfiltración) de los caudales, así como la extrema sequía y la canalización de sus aguas presentada en los últimos años parcialmente explican estas variaciones. *G. affinis* y *A. mexicanus* localizaron en en el grupo 1 y dos, mientras que *N. amabilis*, *L. Megalotis*, *D. Melanops* y *P. Formosa* se inclinan más por las características del sitio I de cantidad de agua.

Al realizar una relación del comportamiento de los organismos de peces con las características de la calidad y cantidad de agua, encontramos que *G. affinis* y *A. mexicanus* se localizan en sitios con calidad de agua regular y preferentemente en zonas profundas, de mayor gasto, área y amplitud; *N. amabilis* y *L. Megalotis* se presentan sitios con características bien definidos, como son lugares poco profundos, menor gasto, área y angostura, así como también en calidad de agua regular; mientras que los representantes del grupo 3, *D. melanops* y *P. formosa* no son muy tolerantes a aguas de regular calidad, es decir prefieren aguas con características más puras y sitios con características físicas menos definidas. Estas comparaciones entre el grupo de peces con los abióticos pone de manifiesto que hay una relación mejor con la calidad del agua, que con las características físicas de los cauces, ya que es más notoria la diferencia existente entre sitios por la calidad del agua que por la cantidad, es decir son menos significativas.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

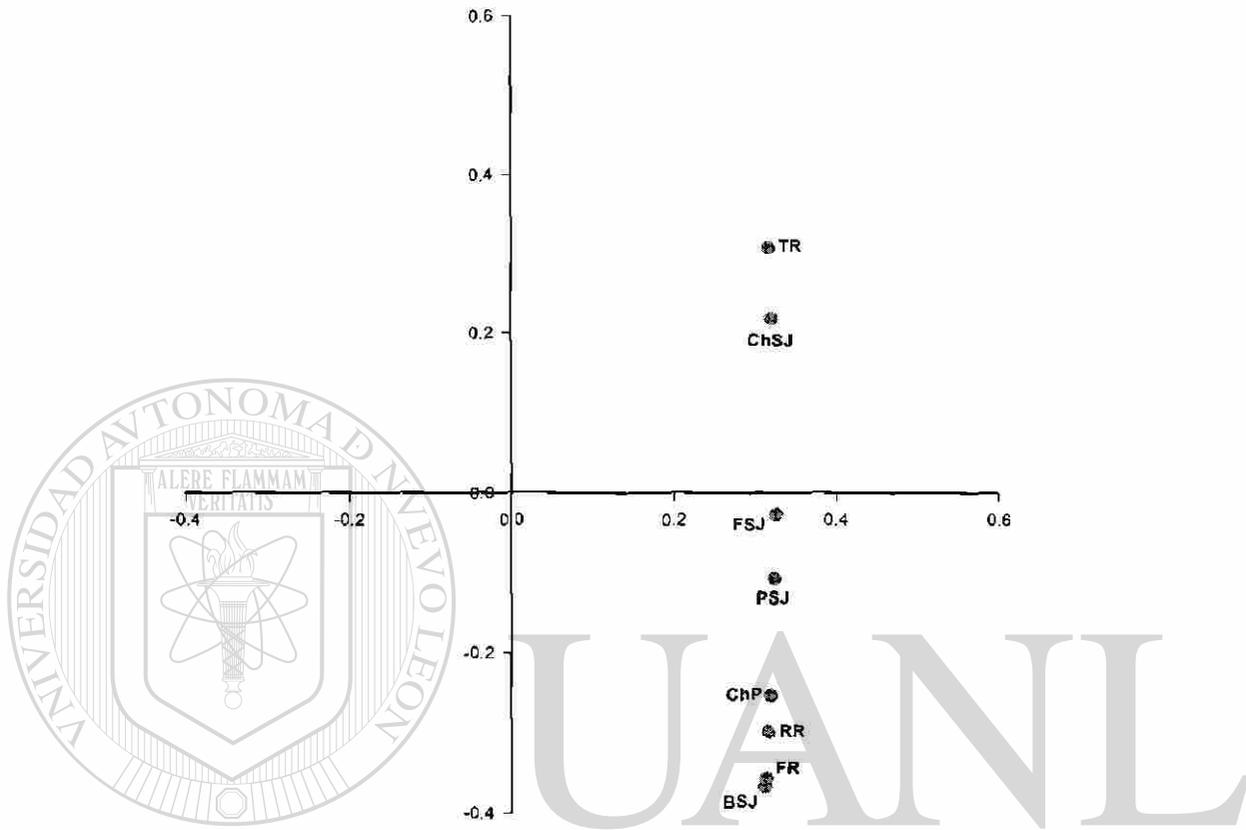


Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la cantidad de agua en la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.

2.7. Conclusiones

El presente estudio determina que para la comunidad ictiológica de la cuenca del río San Juan el índice que mejor explica la diversidad-abundancia, es el índice de Shannon, mientras que el modelo que obtuvo el mejor ajuste fue el logarítmico normal, determinando con ello que la estructura de la comunidad se encuentra en una etapa evolutiva de sucesión intermedia en donde los géneros no presentan semejantes abundancias (climax), ni son dominantes pocas especies (serie geométrica).

Para la estructura-diversidad de los peces es parcialmente más relevante la calidad del agua de los sitios para su distribución, comportamiento y reproducción, por lo tanto es necesario enfocarse a la realización de estudios que versen sobre las interacciones con los parámetros físicoquímicos y bacteriológicos.

2.8. Literatura Citada

Alvares del Villar, J. 1969. Peces mexicanos. Instituto Nacional de Investigaciones Biológicas Pesqueras. S.I.C.

APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation). 1981. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Fifteenth edition. Pp. 1134.

Barajas, M. L. 1980. Variación estacional y morfología ecológica de los peces de la presa Marte R. Gómez, Noreste de México, Tesis inédita. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N.L. pp 70.

Billard, R. y P. Roubad. 1985. The effects of metals and cyanide on fertilization in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Water research, Vol 19, No. 2, pp: 209-214.

Brooks, K.N., P.F. Folliott, H.M. Gregersen, y J. L. Thames. 1992. Hidrology and the management of watersheds. Iowa State University Press-Ames. Second printing. P 392.

Contreras-Balderas, S. 1974. Cambios de composición de especies en comunidades de peces en zonas semiáridas de México. Publicaciones del instituto de biología. Investigación científica, Universidad Autónoma de Nuevo León, México. 1(7): 183-194.

Contreras-Balderas, S. 1978. Speciation aspects and man-made community composition changes in Chihuahua Desert Fishes. Trans. Biol. Res. Chih. Desert reg, U.S. Mex. USDI, NPS, 3:1-658.

Contreras-Balderas, S; M.L., Lozano. 1994. Water, Endangered fishes, and development perspectives in arid lands of Mexico. Conservation Biology. 8(2) :379-387.

Contreras-Balderas, S. 2000. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions. Nonindigenous freshwater organisms, vectors, biology and impacts. Lewis Publishers. Pp 33-53.

Donald E. Stevens and Lee W. Miler. 1983. Effects of river flow on abundance of young chinook salmon, American Shad, Longfin Smelt and Delta smelt in the Sacramento-San Joaquín River System. *North American Journal of Fisheries Management* 3:425-437.

Edwards, R. J., Contreras-Balderas, S. 1991. Historical changes in the ichthyofauna of the lower Río Grande, Texas and Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 36(2):201-212.

Flores, L.J.S. 1997. Evaluación de la Calidad del agua del Río San Juan, en el Estado de Nuevo León. Tesis inédita. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, N.L. pp 1-102.

García, S., D. Finch y G. Chávez-León. 1994. Abundancia, riqueza y uso de habitat de aves terrestres residentes en la cuenca del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Cooperación Social para el manejo sustentable de los ecosistemas forestales*, Quinto Simposium Bienal, México-Estados Unidos, 17-20 Oct, Guadalajara, Jalisco, México. Pp 175-185.

Gauch, H.G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 298 Pp.

Hall, E. R. *et al.* 1962. Collecting and preparing study specimens of vertebrates.

University of Kansas, Mus. Nat. Hist., Misc. Publ., 30:1-46.

Humphries, J.M. 1982. Taxonomic status, ecology and distribution of the headwater

catfish, *Ictalurus lupus*. Museum of Zoology, The University of Michigan,

Ann Arbor, Michigan. Pag 44.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula.

Journal Theor. Biol., 29: 151-154

Kenneth F. Beland, Richard M. Jordan, and Alfred L. Meister. 1982. Water depth and

velocity preferences of spawning Atlantic salmon in Maine rivers. North

American Journal of Fisheries management 2: 11-13.

Kenneth P. Burnham and Chares R. Keller. 1982. Riparian fencing, grazing and trout

habitat preferenece on summit Creek, Idaho. North american journal of

fisheries management 2:53-59.

Krebs, C.J. 1985. Ecology. The Experimental Analysis of distribution and

Abundance. Harper and Row, New York. Pp753.

Magurran, A.E. 1989. Diversidad Ecológica y su Medición. Ediciones Vedrá.

Barcelona. Pp 198.

Manzano, C. M.G.F. 1997. Procesos de Desertificación Asociados a Sobrepastoreo por Caprinos en el Matorral Espinoso de Linares, Nuevo León. Tesis inédita, Facultad de Ciencias Forestales, Linares. Pp 101.

Mayden, L.R., Ronald H.M. y David M.H. 1992. Systematics, Historical Ecology & North American Freshwater Fishes. Speciation in the North American Genus *Dionda* (Teleostei: Cypriniformes). Stanford University Press, Stanford, California. Pp 710-746.

Miller, R.R. 1983. Checklist and key to the mollies of Mexico (Pisces: Poeciliidae: *Poecilia*, subgenus *Mollinesia*). Ichthyological notes, COPEIA No. 3. Pp 817-822.

Núñez, E.R. 1973. El uso de los fertilizantes y la contaminación del medio ambiente.

Memorias de la Reunión Nacional sobre problemas de contaminación ambiental. México D.F., 14-19 ene. Secretaría de salubridad y asistencia, pp:1019-1025.

Obregón, M.M.E. 1987. Bioacumulación de Pb, Cu y Fe en *Astyanax mexicanus*, *Notropis braytoni*, *Notropis amabilis* y *Cichlasoma cyanoguttatus*, en el Río San Juan, provincia del río Bravo. Tesis inédita. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N.L. Pp 1-94.

Pielou, E.C. 1975. Ecological Diversity, Wiley, New York. Pp 165.

Platania, S.P. 1996. Preliminary systematic and taxonomic analysis of rio grande shiner, *Notropis amabilis*, and *Notropis (Notropis) complex* in the Rio Grande Basin. Division of fishes, Museum of southwestern biology, department of biology, University of New Mexico, Alburquerque, Pp 47.

Rickert, D. 1993. Evaluación de la calidad del agua para determinar la naturaleza y grado de contaminación del agua por la agricultura y actividades conexas. En: Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Informes sobre temas hídricos No.1 Oficina Regional FAO para America Latina y El Caribe. Santiago de Chile. Pp: 187-210.

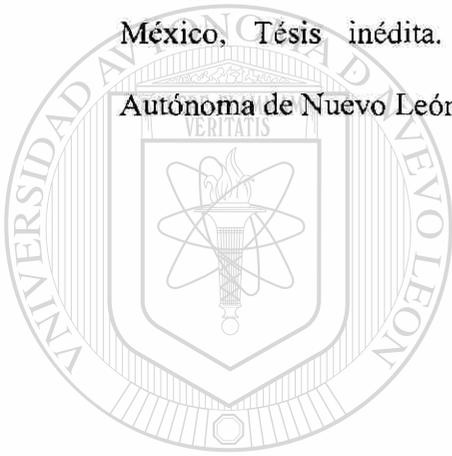
Ruiz, C. G. 1982. Datos ictiobiológicos del río Alamo, subcuenca del río Bravo, Noreste de México. Tesis inédita. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N.L. pp 1-93.

Ruiz-Campos, G., Torres M, M. y Contreras-Balderas, S. 1985. Peces del Río Alamo, Subcuenca del Bravo, México. II. Estructura y Dinámica de la comunidad íctica. Publ. Inst. Inv. Cient., UANL, México.

Trautman, M. B. 1957. The fishes of the Ohio with illustrated keys. The Ohio state University Press. Pp 443-521.

US-EPA. 1993. Monitoring protocols to evaluate water quality effects of grazing management on western rangeland streams. United States Environmental Protection Agency, Water division. Seattle, Wa.

Villarreal, T.C.M. 1983. Cambios en las comunidades de peces por factores Fisicoquímicos en el Río San Juan, subcuenca del Río Bravo, Noreste de México, Tesis inédita. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N.L. pp 1-153.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

3. CAPITULO III

INSECTOS ACUÁTICOS Y LAS VARIACIONES EN CALIDAD Y CANTIDAD DE LOS CAUDALES EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, NUEVO LEÓN, MÉXICO

3.1. Resumen

En el presente estudio se muestrearon 10 sitios localizados en tres Ríos de la cuenca del Río San Juan con la finalidad de: (1) describir la estructura de la diversidad y abundancia de la comunidad de insectos bentónicos, (2) ajustar índices de diversidad y modelos de diversidad - abundancia, (3) ordenar y clasificar unidades de muestreo y (4) tratar de explicar las causas de las diferencias existentes en la diversidad y abundancia basándose en la calidad y cantidad de agua así como también a las características físicas del cauce.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

En cada sitio fueron colectados tres muestras con una red bentónica, posteriormente los insectos fueron separados, preparados e identificados taxonómicamente. Los índices y modelos probados fueron Margalef, Shannon, Menhinick, Simpson, Alfa y Lambda; serie geométrica, serie logarítmica, logarítmica normal y barra rota, respectivamente. Los análisis de ordenación y clasificación utilizados fueron componentes principales y análisis de conglomerados confirmados con los índices de similaridad de Sorenson y Morisita-Horn, por el

análisis de varianza aplicado al índice de Shannon. En total se colectaron 865 individuos correspondientes a 39 organismos diferentes, en 34 géneros, pertenecientes a 23 familias incluidas en 6 ordenes. El índice de diversidad de Margalef y el modelo serie logarítmica describieron mejor la diversidad – abundancia de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Tres grupos de sitios emergieron y fueron compatibles entre los índices de similitud y las técnicas de ordenación y clasificación. Estos grupos estuvieron parcialmente determinados por la calidad y cantidad del agua donde insectos del orden díptera, *Chironomus* sp., prefieren sitios con regular calidad de agua así como cauces bien definidos y gastos importantes. *Leptophlebia* sp.-*Choroterpes* sp. Se localizó en lugares con buena calidad de agua, sin ser relevantes las propiedades de los cauces, mientras que el coleóptero *Psephenus* sp. se inclina por aguas de regular calidad y cauces con características de baja profundidad, área transversal, gasto y amplitud. Este trabajo enfatiza la necesidad de estudiar intensivamente las relaciones existentes entre la cantidad de agua y los macroinvertebrados bentónicos para poder proponer alternativas de manejo sustentable de los caudales de la cuenca del Río San Juan para conservar la diversidad y abundancia de los insectos acuáticos

3.2. Abstract

In this research we sampled 10 sites of three major tributaries of the San Juan watershed with the major objectives of: 1) describing the structure of the benthic insect community, 2) fitting indexes y models of diversity–abundance, 3) to ordinating and classifying sampling units, y 4) trying to explain the causes of the

existing variations with stream water quantity y quality y channel physical characteristics.

In each sampling site we collected insects with a benthic net y organisms were prepared y taxonomically identified in the laboratory. The indexes y models of Margalef, Manhinick, Simpson, alpha, y lambda, y broken stick, logarithmic series, geometric series, y normal logarithmic were fitted to diversity–abundance data. Ordination y classification techniques included principal component y cluster analysis, respectively, verified by the similitude indexes of Sorensen y Morisita-Horn as well as by the variance analysis fitted to the Shannon diversity index. *Chironomus* sp distribute preferentially in sites with low stream water quality y well defined channels y medium to large discharge rates. *Leptophlebia* sp.- *Choroterpes* sp. habitat is characterized by channels with small water depth y width, low discharge but high water quality. *Psephenus* sp likes stream flow with medium to low water quality regardless of channel physical characteristics. This research stresses the need to intensively study the existing relationships between stream water quantity y channel physical characteristics y the diversity–abundance of the benthic insect community to sustainable manage the headwaters of the San Juan watershed.

3.3. Introducción

Los caudales de la Cuenca del Río San Juan se han ido modificando paulatinamente por diversas causas dentro de las cuales destacan: (i) cambios sustanciales en el caudal por la construcción sistemática de embalses debido al

aumento en la demanda del agua para fines domésticos, industriales y agrícolas, (ii) cambios en la calidad por descargas municipales, industriales y exceso de irrigación. Lamberti-Berg (1995), Rier y King (1996), además Holton *et al.* (1992) mencionan que estos factores aunados a las variaciones hidro-climáticas han propiciado cambios potenciales en los ecosistemas ripario de las cuencas, siendo los insectos sensibles a estos disturbios. Por esta razón se han utilizado los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua (Kolkwitz y Marsson, 1967; Lenat, 1993; Merrit y Cummins, 1996).

La diversidad y estabilidad de la comunidad de macroinvertebrados es importante en el ecosistema ripario por que mantienen la estructura y función del ecosistema llegando potencialmente a recolonizar otras áreas impactadas ambientalmente (Sweeney, 1993). Esta es la razón principal por la que se han realizado diversos estudios sobre la entomofauna bentónica y su relación con las características del hábitat se han realizado en diversas partes del mundo. Lamberti y Berg (1995) observaron en Indiana los cambios dinámicos del caudal y la diversidad-abundancia de la entomofauna bentónica. En Suiza, Oertli (1993) observó también los cambios estacionales del zoobentos en sistemas lénticos. Sin embargo pocos estudios de esta naturaleza se han realizado en la cuenca del Río San Juan. Lugo-Ortiz y McCafferty (1994) reportaron *Leptohyphes michaeli* para Santiago, N.L. Santiago-Fragoso y Mejorada-Gómez (1999) asocian a organismos presentes de la familia Hydrophilidae con abundante vegetación acuática. Avila (1988) estudió la distribución de la familia Chironomidae para el estado de Nuevo León identificando

16 géneros y dos ejemplares a Tribu. No obstante, no se han realizado estudios ecológicos que describan la estructura, diversidad y abundancia de la entomofauna bentónica y su asociación con las características fisicobióticas del hábitat.

Los objetivos de este trabajo fueron: (1) describir la estructura de la comunidad bentónica, (2) ajustar y probar modelos e índices que describan la diversidad-abundancia de la comunidad entomológica bentónica, (3) determinar el índice que mejor describa la estructura y diversidad de la comunidad bentónica y (4) definir las características del hábitat que influyen en la estructura de la comunidad entomofaúnica de tres Ríos de la cuenca del Río San Juan.

3.4. Literatura revisada

3.4.1. Factores que afectan la distribución-abundancia de insectos acuáticos.

Se realizó una investigación de la densidad de macroinvertebrados bentónicos en sitios con diferentes características como un bosque denso y relativamente libre de contaminación, además localidades con distintos grados de canalización, deforestación y contaminación, encontrando que muchas taxas fueron mucho más abundantes en el bosque, especialmente efemerópteros, plecópteros y tricópteros (EPT). La densidad de saprobios, depredadores y colectores-filtradores se redujo y los raspadores aumentaron en un sitio donde no había contaminación pero que anteriormente había sido aclareado. En dos sitios afectados por contaminación orgánica hubo pocos representantes de ordenes intolerantes a la contaminación (EPT) y muchos insectos mas de otros taxas (Hachmoller *et al.*, 1991).

Oertli (1993), en una localidad cerca de Ginebra, Suiza, estudió los cambios temporales de la densidad del zoobentos en sistemas lénticos con distintos sustratos, demostró que tal densidad está fuertemente influenciada por los ciclos de vida de los invertebrados. Los resultados se compararon con observaciones en otros cuerpos de agua mostrando una tendencia común a observarse una alta densidad de organismos a finales de primavera y principios de otoño. Los organismos representantes de la familia Chironomidae estuvieron presentes en todas las estaciones del año, así como en todos los sustratos emergiendo en el mes de abril, mientras que el efemeroptero *Caenis horaria* presentó una alta densidad de individuos jóvenes en verano.

Sweeney (1993) menciona que un bosque ripario intacto y diverso es importante para mantener la estructura y función de la comunidad de marcoinvertebrados, así como en la restauración de la comunidad después de un disturbio sobre una cuenca o un cuerpo de agua.

En un estudio sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, realizado en un arroyo cuyo hábitat se estuvo deteriorando por el cambio de uso del suelo (agricultura y la urbanización), alterando las condiciones originales del ecosistema. La retención de materia orgánica y la velocidad del flujo fue correlacionada positivamente con la heterogeneidad del arroyo y la abundancia de desechos orgánicos en el canal. Esto alteró las condiciones de los macroinvertebrados bentónicos por la sedimentación y los cambios del uso del suelo asociados al tipo de alimentación del organismo, es decir el grupo collector-filtrador declina en un 86%,

mientras que los colectores-acumuladores se incrementan en un 29.2%. Los disturbios para la cuenca fueron más notorios a largo plazo por el deterioro de la calidad del hábitat (Lamberti-Berg, 1995).

Muchas especies de macroinvertebrados están asociados con las superficies del fondo de los canales, son organismos clave en la cadena trófica. La geología, el clima y otras características del paisaje afectan directamente los patrones hidrológicos y el movimiento, así como el almacenaje de materiales orgánicos e inorgánicos. Las interacciones entre los canales del cuerpo de agua, la zona hiforéica y las zonas de inundación riparias son características importantes en la estructura y función del arroyo. Estos y muchos factores afectan la estructura del microhábitat del cuerpo de agua y por consiguiente la distribución y abundancia de los macroinvertebrados (Hauer y Resh, 1996). El metabolismo de la comunidad bentónica y la biomasa del perifiton es afectado por la inestabilidad del sustrato arenoso como consecuencia de la canalización en los arroyos (Rier y King, 1996).

El efecto de la urbanización, plantaciones, parques y áreas industriales a lo largo de un Río, sobre los patrones de distribución de odonatos sugiere que es necesario que exista un mínimo de margen entre la orilla de cuerpo de agua y las plantaciones forestales, siendo este de por lo menos 20 m, preferentemente 30 m (Samways y Steytler, 1996). Las especies de odonatos son altamente sensibles a los disturbios antropogénicos y son los mejores depredadores tanto terrestres como

acuáticos, por lo tanto es necesario dar algunas recomendaciones para su manejo y conservación.

3.4.2. Insectos acuáticos como indicadores

Kolkwitz y Marsson (1967) publicaron una lista de aproximadamente 300 organismos que facilitan la evaluación de la calidad de los cuerpos de agua. Dividieron la calidad de agua en tres grados, siendo estos: zona polisapróbica (alfa y beta), mesosapróbicas y oligosapróbica. Estas divisiones se realizaron en base a los estados de mineralización comenzando con desechos putresibles en las zona polisapróbica siguiendo la cadena hacia aguas más puras, llegando así a las zonas oligosaprobias. Los *Chironomus* sp. se encuentran dentro de la zona mesosaprobias, mientras que representantes de la familia Corixidae se llegan a localizar en zonas oligosaprobias.

La idea de usar insectos acuáticos para determinar el grado de sanidad de un cuerpo de agua, se originó en Alemania a principio del siglo. Esta idea esta basada en la evaluación de sistemas acuáticos con disturbio y naturales en base a la diversidad de especies presentes, es decir, existen especies en una comunidad que son sensibles o con muy poca tolerancia a los disturbios, en contraste, podríamos tener sistemas ecológicamente estresados con pocas especies y ausencia de especies sensibles (Lehmkuhl, 1979). La aplicación de este método biológico requiere de un conocimiento especial para poderlo llevar a la práctica.

Existen algunos factores ambientales que influyen en los patrones de comportamiento de los insectos acuáticos, tales como la temperatura, nutrición, fotoperiodo, así como algunos factores abióticos (oxígeno disuelto, pH, sustrato) y bióticos (predación, parasitismo, competencia, entre otros) (Resh y Rosenberg, 1984). Tales patrones afectan el comportamiento de los adultos de insectos del sistema acuático, los cuales son una fuente importante de canalización de energía y nutrientes a la cadena trófica terrestre (Jackson y Resh, 1989).

En un estudio realizado sobre la colonización de macroinvertebrados bentónicos se encontró que secuencialmente los primeros organismos en colonizar son los dípteros en especial los quironimidos, siguiendo los coleópteros, efemerópteros y odonatos (Layton y Voshell, 1991). La estructura de la comunidad estuvo dominada por Chironomidae ($\approx 85\%$) y Ephemeroptera ($\approx 9\%$). La función

trófica fue dominada por colectores de detritus (79%). Fueron ocho taxas encontradas

Chironomus, *Larsia*, *Tanytarsus*, *Nanocladius*, *Callibaetis*, *Caenis*, *Procladius*, Ceratopogonidae) constituyendo más del 96% de la densidad media anual.

Schaeffer *et al.* (1985) señalaron en un estudio de evaluación de comunidades dulce acuícolas usando indicadores bentónicos para clasificar la calidad del cuerpo de agua en Illinois, que los sistemas de clasificación biológica que se usaron fueron desarrolladas comparando la presencia-ausencia de organismos con la química y el

cuerpo de agua. Existen reportes que mencionan la utilización de macroinvertebrados como indicadores de la calidad de agua (Holton *et al.* 1992).

La división de Manejo Ambiental de Carolina del Norte presenta una amplia colección de macroinvertebrados que han sido asignados para determinar la calidad del agua, esta información fue usada para determinar valores de tolerancia y clasificación de criterios en un índice biótico para el sureste de los Estados Unidos (Lenat, 1993). Se utilizaron más de 500 taxa y los resultados fueron comparados con una base de datos similar en Wisconsin. *Psephenus sp.* y *Trycorithodes sp.* son indicadores de buena calidad del agua, la familia Chironomidae va de una regular a mala calidad del agua, dependiendo de la especie que se trate.

Algunas características que pueden impedir el uso de los insectos acuáticos en

los biomonitoreos son: (i) no responden a todos los tipos de impactos por ej. herbicidas, (ii) su distribución y abundancia puede ser afectado por otros factores a parte de la calidad del agua, como la velocidad de la corriente, o el tipo de sustratos, entre otros, y (iii) su abundancia y distribución varía estacionalmente y sus habilidades de dispersión llevan a los insectos dentro y fuera de las áreas en las cuales normalmente no se presentan. Existen escalas para el biomonitoreo, sean estos a nivel bioquímico, individual, población y comunidad y para cada uno de ellos existen organismos que nos sirven más que otros para la utilización de la clasificación del grado de contaminación, como en el caso de los quironómidos, utilizados para conocer el enriquecimiento orgánico (Merrit y Cummins, 1996).

Los indicadores de bioturbación más importantes son los organismos bentónicos de la familia Chironomidae, aunque confundidos con mosquitos, ellos pueden reciclar hasta un 20% de la materia orgánica. Otro grupo importante es el orden Ephemeroptera conocidos comúnmente como moscas de mayo o efímeras. La movilización de sedimentos por los insectos puede ser particularmente importante en las regiones profundas (fondo) de los sistemas lénticos (Quiroz, 1999)

3.4.3. Estudios en México referentes a insectos acuáticos

Avila (1988) realizó un estudio acerca de la distribución de la familia Chironomidae para el estado de Nuevo León, identificando 16 géneros y dos ejemplares solamente como tribu. *Chironomus* sp. fue el organismo más abundante y con mayor distribución. El autor menciona que las larvas de muchas especies de Chironomidae muestran una fuerte selectividad por los hábitats, por lo tanto pueden ser utilizados como organismos indicadores de la calidad del agua y de las alteraciones que esta sufre por la actividad humana.

Lugo-Ortiz y McCafferty, (1994) reportaron la presencia de *Leptohyphes michaeli* para Santiago N. L. Torres (1998) monitoreó la comunidad bentónica y plantónica asociada a macrófitas en un arroyo impactado en Arteaga, Coahuila, encontrando que los insectos presentaron mayor diversidad y abundancia con relación a los demás grupos, siendo los organismos de la familia Chironomidae los de mayor predominio en bentos, encontrando a *Chironomus* sp. en zonas contaminadas o con mucha materia orgánica.

En una investigación realizada en el lago de Xochimilco, México, sobre los coleopteros existentes en el área y su comportamiento se determinó que los organismos representantes de la familia Hydrophilidae (*Berosus mexicanus*) se encuentran asociados en el mismo hábitat con abundante vegetación acuática (Santiago-Fragoso y Mejorada-Gómez, 1999)

3.5. Metodología

El presente estudio se realizó en los Ríos San Juan, Ramos y Pilon de la cuenca del Río San Juan. En total, 10 estaciones de muestreo, se seleccionaron basándose en la presencia-ausencia de asentamientos humanos, presencia de vegetación riparia, cauce definido y corriente perenne. Para una mejor descripción de los sitios de muestreo, las características de ellos se describen en la Tabla 1.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Tabla 1. Características de los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

SITIO	RIO	LOCALIDAD	VEG. RIPARIA		COORDENADAS UTM	
			Diversidad	Abundancia	X	Y
ChP	Pilón	Cortijo, El Chapotal	10	270	410467	2782972
BSJ	San Juan	La Boca	9	60	390867	2815795
ChSJ	San Juan	Ejido Chihuahua	7	72	403579	2825412
FR	Ramos	El Fraile-Terreros	14	142	405985	2804536
HCP	Pilón	Hacienda, La Corona	5	18	442941	2804771
PSJ	San Juan	El Porvenir	4	90	446825	2819813
RR	Ramos	Raíces	7	20	396572	2793373
FSJ	San Juan	La Fragua	8	62	413957	2824197
MSJ	San Juan	San Miguelito	4	20	410565	2823693
TR	Ramos	Las Trancas	7	34	408222	2820839

Se colectaron insectos acuáticos clasificados como macroinvertebrados bentónicos por ser indicadores de disturbio y en especial de la calidad de agua (Schaeffer *et al.*, 1985). La unidad básica de muestreo tuvo una superficie de 1m² y tres muestreos se obtuvieron por cada estación de muestreo, cuya ubicación se

registró por medio de un sistema de posicionamiento global (GPS). En cada unidad se introdujo una red tipo bentónica hasta el fondo con el cono a favor de la corriente del agua; el sustrato, que constó de piedras, cieno y material biológico, fue removido, de tal que los insectos presentes fueran colectados en la red (Avila, 1988). Posteriormente se colocaron en alcohol etílico absoluto utilizado como agente letal y preservador, después se procedió a separar y contar por grupos identificándolos con las claves taxonómicas de Merrit y Cummins (1996).

Los organismos de insectos colectados se prepararon bajo el proceso curatorial tradicional de montaje para ser incorporados a la sección de Insectos Acuáticos de la

Colección del Laboratorio de Entomología de la Facultad de Ciencias Biológicas, la cual servirá como referencia para comparar con otros estudios posteriores.

La estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad bentónica se modeló por medio de las distribuciones siguientes: (1) serie geométrica, (2) serie logarítmica, (3) el modelo normal logarítmico y (4) barra rota. Estos modelos descritos por Magurran (1989) están dadas por las ecuaciones matemáticas [1], [2], [3] y [4], respectivamente.

El modelo de la Serie geométrica:

$$n_i = NC_k k(1-k)^{i-1} \quad [1]$$

donde: n_i = número de individuos de la especie que ocupa la i -ésima posición de abundancia.

N = número total de individuos

$C_k = (1-(1-k)^s)^{-1}$, es una constante que asegura que $\sum n_i = N$

k = proporción del espacio de nicho disponible o recursos que cada especie ocupa.

El modelo de la Serie logarítmica toma la forma de:

$$\alpha x_1, \alpha x^2/2, \alpha x^3/3, \dots \alpha x^n/n \quad [2]$$

Siendo αx el número de especies esperado que presentan un solo individuo, $\alpha x^2/2$ aquellas que tengan dos individuos, y así sucesivamente.

El modelo normal logarítmico toma la forma siguiente:

$$S(R)=S_0 \exp (-a^2 R^2) \quad [3]$$

donde: $S(R)$ = abundancia de especies por cada clase.

S_0 = abundancia de especies en la clase modal.

$a = (2\sigma^2)^{1/2}$ = la amplitud inversa de la distribución

El modelo de la barra rota se describe como:

$$S(n) = (S(S-1)/N)(1-n/N)^{s-2} \quad [4]$$

donde: $S(n)$ = número de especies en la clase de abundancia que presenta n individuos

Adicionalmente se ajustaron seis índices de diversidad; dos basados en la

riqueza de especies: (1) Margalef y (2) Menhinic, dados por los modelos [5] y [6] respectivamente.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

El índice de Margalef descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$D_{Mg}=(S-1)\ln N \quad [5]$$

donde: S = numero de especies colectadas

N = numero total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de Menhinick descrito por Magurran (1989) es:

$$D_{Mn} = S/\sqrt{N} \quad [6]$$

donde: S = número de especies colectadas

N = número total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de diversidad de Shannon, basado en la abundancia proporcional de las especies, se encuentra dado por el modelo [7]

El índice de Shannon descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \quad [7]$$

donde: p_i es la proporción de individuos hallados en la especie i -ésima

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

El índice de Simpson, basado en una medida de dominancia, se encuentra dado por el modelo [8]

$$D = \sum p_i^2 \quad [8]$$

donde: p_i = abundancia proporcional de la i -ésima especie: (n_i/N) .

El índice α de la serie logarítmica [9] y el índice λ del modelo normal logarítmico [10] se describe a continuación:

El índice α de la serie logarítmica descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$\alpha = \frac{N - (1 - x)}{x} \quad [9]$$

donde: N = número total de individuos

x = es casi siempre > 0.9 y nunca > 1.0 . Si la relación $N/S > 20$

entonces $x > 0.99$.

El índice λ de la normal logarítmica descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$\lambda = \frac{S^*}{\sigma}$$

donde: S^* = número total de especies esperado

σ = desviación estándar

La prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia entre los sitios de muestro se probó con el método de t de Hutcheson (1970) dado por el modelo [11]. Aquí se uso exclusivamente el índice de Shannon en las comparaciones estadísticas, por ser el índice al cual se han reportado la forma de estimar su varianza.

$$t = \frac{H_1 - H_2}{(\text{Var}H + H_1)^{1/2}} \quad [11]$$

donde: $H_{1,2}$ = índices de Shannon en muestras 1 y 2

$Var H_1$ y H_2 = varianza del índice de Shannon en muestras 1 y

2

con grados de libertad dados por [12]

$$df = \frac{(VarH_1 + VarH_2)^2}{(VarH_1)^2 / N_1 + (VarH_2)^2 / N_2} \quad [12]$$

donde: N_1 y N_2 = número total de individuos en las muestras 1 y 2.

Otra forma de probar la homogeneidad de la comunidad en los sitios de muestreo fue a través de una prueba de χ^2 realizada con el modelo de diversidad-abundancia de mejor ajuste. La prueba de χ^2 la describe Magurran (1989) por el modelo [13].

$$\chi^2 = \sum_{esp}^n \frac{(A_{oi} - A_{ei})^2}{A_{ei}} \quad [13]$$

donde: A_{oi} y A_{ei} = abundancia de los sitios 1 y 2 por cada especie ordenada secuencialmente.

Además para conocer si la diversidad es semejante entre sitios de muestreo se utilizaron los índices cuantitativos de similaridad de Sorenson [14], basado en la abundancia de especies y el índice de Morisita-Horn [15], basado en la riqueza y abundancia de la especie más común.

El índice de Sorenson descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$C_s = \frac{2jN}{(aN + bN)} \quad [14]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

$2jN$ = suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas localidades.

El índice de Morisita-Horn descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$C_{MH} = \frac{2 \sum (a_i b_i)}{(da + db)aN - bN} \quad [15]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

a_i = número de individuos de la i -ésima especie en A

b_i = número de individuos de la i -ésima especie en B

$$da = \frac{\sum a_i^2}{aN^2}$$

$$db = \frac{\sum b_i^2}{bN^2}$$

El análisis de componentes principales (Gauch, 1982) se utilizó como una medida de asociación indirecta entre la diversidad-abundancia de la estructura de los sitios de muestreo con las características de calidad y cantidad del caudal. Primero se

analizaron por separado la estructura de la entomofauna bentónica, la cantidad y la calidad del agua. Finalmente los grupos emergentes se asociaron por las características biológicas y fisicoquímicas del caudal de cada grupo emergente.

La determinación de los parámetros de la calidad del agua se realizó en los laboratorios de la Comisión Nacional del Agua en Monterrey (CNA), bajo tres esquemas de análisis: grasas y aceites, bacteriológicos y fisicoquímicos. Estos análisis se realizaron para cada uno de los sitios de muestreo cuyos resultados se pueden observar en la Tabla 2.

Las determinaciones de los parámetros de la cantidad de agua se llevaron a cabo por datos proporcionados por CNA de escurrimientos para cada una de las estaciones de muestreo, así como también por la toma de datos al momento del monitoreo del sitio, cuyos resultados están descritos en la Tabla 2. Como parte complementaria a la presente investigación se analizaron otros grupos biológicos, siendo estos material ictiológico y de vegetación ribereña. Para cada comunidad biótica se siguieron los mismos objetivos que para los insectos bentónicos, así como también su relación con las condiciones abióticas del hábitat. Lo anterior con la finalidad de tener un panorama más amplio en el conocimiento del ecosistema ripárico de los tres Ríos estudiados de la Cuenca del Río San Juan. Los resultados de vegetación riparia y de peces se pueden encontrar publicados en otros reportes adjuntos a este trabajo de investigación.

Tabla 2. Resultados de los análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan.

	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
CALIDAD								
Aéreas total, mg/L CaCO ₃	7	2	5	0	0	2	0	0
Alcalinidad fenolática, mg/L CaCO ₃	0	0	0	3	6	0	1	1
Alcalinidad total, mg/L CaCO ₃	275	167	252	130	137	167	366	141
Cloruros, mg/L	61	7	43	66	3	44	79	17
Coliformes fecales, NMP/100 ml	24000000	24000000	8000	2	20	2	170	700
Coliformes totales, NMP/100 ml	24000000	24000000	8000	60	20	90000	17000	700
Cólor, Ujtr-Co	36	4	45	152	5	8	36	12
Conductividad eléctrica umhos/cm	1095	411	1558	956	357	646	1065	378
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/L	3	2	4	2	2	2	2	2
Demanda química de oxígeno, mg/L	25	17	18	9	5	5	6	5
Dureza total, mg/L CaCO ₃	317	207	690	329	184	277	447	182
Dureza de calcio, mg/L CaCO ₃	296	88	518	165	156	211	156	85
Dureza de magnesio, mg/L CaCO ₃	21	119	172	164	28	66	291	97
Grasas y aceites, mg/L	2	2.35	2	1.31	0.69	0.91	6.03	0.7
Nitrogeno de nitratos	0.012	0.002	0.016	0.003	0.001	0.004	0.034	0.003
pH	7.84	7.96	7.78	7.82	7.77	7.46	7.84	7.78
SAAM, mg/L	0.021	0.038	0.035	0.422	0.011	0.037	0.07	0.058
Sólidos totales, mg/L	806	261	1319	753	237	459	808	265
Sólidos suspendidos totales, mg/L	38	5	61	66	2	4	11	3
Sólidos disueltos totales, mg/L	768	256	1258	687	235	455	797	262
Sólidos sedimentables, ml/L	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1
Sulfatos, mg/L	251	41	590	266	36	115	197	36
Temperatura del agua (°C)	23.5	24	28.5	31	25	29	30	34
Temperatura ambiente (°C)	24.5	33	28.5	34	33	30	27	30
Turbiedad, UTTN	7	0	7	28	0	1	0	2
CANTIDAD								
Profundidad (m)	0.37	0.32	1	0.5	0.33	0.55	0.9	0.8
Amplitud (m)	12.55	9.05	11.2	5	16.35	7	20	12.5
Area (m ²)	4.65	3.04	3.58	2.5	5.4	3.85	18	10
Creto (m)	0.22	1.3	0.9	1.2	0.07	0.3	0.24	0.11

3.6. Resultados

3.6.1. Diversidad y Abundancia

La diversidad y abundancia de la entomofauna acuática observada en 10 sitios de colecta de la cuenca del Río San Juan, los cuales fueron muestreados de marzo a junio de 1999, se presentan en la Tabla 3. Un total de 865 individuos fueron colectados, los cuales correspondieron a 39 organismos diferentes en 34 géneros, pertenecientes a 23 familias, incluidas en seis ordenes; cuya abundancia promedio fue de 22.17 con una desviación estándar de 50.96. Los ordenes mayormente colectados fueron Ephemeroptera y Coleoptera correspondiéndoles 38.02% y 36.87%, respectivamente. El orden Trichoptera registró la menor abundancia relativa con un 3.4% de la abundancia total.

3.6.1.1. Diversidad

En total se observaron 34 géneros pertenecientes a 6 ordenes en los 10 sitios monitoreados. La diversidad promedio y su desviación estándar entre los sitios fue de 8.9 y 4.5 géneros por sitio, respectivamente. Los sitios FR (18) y PSJ (12) estuvieron representadas con el 46.2 y 30.76% de la diversidad de especies. FR representa también presenta la mayor cantidad de especies raras, basándose en lo descrito por Magurrran (1989). Los sitios BSJ (2) y HCP (5) registraron la diversidad menor con el 5.1 y 12.8% de la diversidad total observada.

Tabla 3. Diversidad y Abundancia de insectos acuáticos encontrada en los sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

#	Clave	Especie	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR	Abundancia
1	Pa	<i>Psephenus sp.</i>			104	1		2	9	87		86	
2	Ca	<i>Coenis sp.</i>								27	104		131
3	Tr	<i>Tricorythodes sp.</i>	1		1	27		10		37		3	79
4	Te	<i>Tenagobia sp.</i>									55		55
5	Ar	<i>Argia sp.</i>	1	1	14	9		4	6	3		10	48
6	Ba	<i>Boetis sp.</i>	2	7	1	8		3	2	11	13		47
7	Le	<i>Leptophlebia sp.</i>				30		1					31
8	Ch	<i>Choroterpes sp.</i>			1	22		5	1			1	30
9	An	<i>Ancyronyx sp.</i>				5						16	21
10	Ci	<i>Chironomus sp.</i>					2	2			13		17
11	He	<i>Helicopsyche sp.</i>				8						5	13
12	Am	<i>Ambrysus sp.</i>	5			1		2	2			2	12
13	Ce	<i>Ceratomyia sp.</i>				12							12
14	Cl	<i>Callibaetis sp.</i>					9						9
15	Ta	<i>Tanytarsus sp.</i>									9		9
16	La	<i>Larisa sp.</i>				1			1		4	1	7
17	Sc	Sciridae			1	5							6
18	Ma	<i>Macrathemis sp.</i>									5		5
19	Co	Corixidae					1	1		2			4
20	Tn	Tanyptodinae				4							4
21	Ap	<i>Anopheles pseudopunctipennis</i>					3	1					4
22	Ph	<i>Phyllogomphoides sp.</i>	3										3
23	Ai	Anisoptera						1			2		3
24	Ly	<i>Lype sp.</i>			1				2				3
25	Lb	<i>Labrundinia sp.</i>				2					1		3
26	Ne	<i>Neurocordulia sp.</i>								1			2
27	Be	<i>Berosus sp.</i>						1			1		2
28	Br	<i>Brachycentrus sp.</i>								2			2
29	Th	<i>Thienemannimyia sp.</i>				2							2
30	Ab	<i>Ablabesmyia sp.</i>									2		2
31	Cc	<i>Chironomus?</i>									2		2
32	Is	<i>Isorychnia sp.</i>				1							1
33	Lp	<i>Leptophyes sp.</i>				1							1
34	Ht	<i>Hetaerina sp.</i>	1										1
35	Ag	<i>Argiallagma sp.</i>								1			1
36	Hi	Hidrophilidae					1						1
37	Pol	<i>Polypedium sp.</i>				1							1
38	Ni	<i>Nimbocera sp.</i>									1		1
39	Lu	<i>Leucotabanus sp.</i>										1	1
		Abundancia	14	8	123	140	16	33	23	171	212	125	365
		Diversidad	7	2	7	18	5	12	7	9	13	9	

3.6.1.2. Abundancia

El número total de individuos colectados en las estaciones de muestreo definidas en la Cuenca del Río San Juan fue de 865 organismos, incluyendo diferentes etapas de ciclo de vida de los insectos (ninfas, náyades, larvas y adultos); con un promedio y una desviación estándar entre sitios de 86.5 y 76.9 individuos por estación de muestreo. Las localidades que registraron mayor abundancia fueron ChSJ (123), FR(140), FSJ(171), MSJ (212) y TR (125) mostrando el 89% del total de insectos colectados, mientras que ChP (14) y BSJ (2) sumaron solo el 2.5% de la abundancia total.

De la frecuencia en las localidades de colecta encontramos que los géneros *Argia* sp. (8), *Baetis* sp. (8), *Psephenus* sp. (6) y *Tricorythodes* sp. (6) fueron más comunes de encontrar en las estaciones de muestreo, por otro lado existieron organismos que solo se presentaron en un solo sitio como es el caso de *Macrothemis* sp., *Callibaetis* sp., *Tanytarsus* sp., *Phyllogomphoides* sp., entre otros.

En general, los géneros con mayor abundancia numérica fueron *Psephenus* sp. (289), *Caenis* sp. (131) y *Tricorythodes* sp. (79) representando el 57.6% de la abundancia total. Existe una tendencia general entre sitios que muestra que entre mayor sea la abundancia de géneros mayor es su diversidad. Estas observaciones han sido también corroborados por otros investigadores (Pielou, 1975; Krebs, 1985; Magurran, 1989).

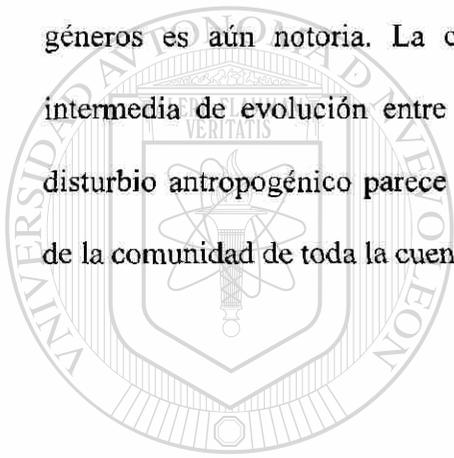
3.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad

Los índices de diversidad probados y los modelos de abundancia-diversidad se reportan en la Tabla 4. Los primeros estuvieron relacionados mejor con la diversidad que con la abundancia. Las gráficas mostraron en general tendencias positivas para todos los índices con la excepción de Simpson, el cual mostró una tendencia negativa por su factor de potencia. Las tendencias entre los índices y la diversidad fueron del tipo logarítmico, con la excepción de Margalef el cual mostró una tendencia lineal. Por esta razón, el índice de Margalef describe mejor la diversidad-abundancia de los insectos acuáticos ya que se asoció linealmente, significativa y positivamente con S ($r = 0.8739$) y con n ($r = 0.1875$). Los otros índices en contraste mostraron menores asociaciones y en ocasiones en relaciones no lineales.

Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de diversidad-abundancia para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
DIVERSIDAD										
Riqueza de especies (S)	7	2	7	18	5	12	7	9	13	9
Individuos (N)	14	8	123	140	16	33	23	171	212	125
Margalef	2.27	0.48	1.25	3.44	1.44	3.15	1.91	1.56	2.24	1.66
Menhinick	1.87	0.71	0.63	1.52	1.25	2.09	1.46	0.69	0.89	0.80
Shannon	1.73	0.38	0.58	2.33	1.24	2.16	1.63	1.38	1.55	1.12
Simpson (1/D)	0.15	0.75	0.73	0.12	0.33	0.13	0.21	0.33	0.32	0.49
Serie logarítmica (α)	5.77	0.30	1.61	5.47	2.50	6.78	3.42	2.02	3.06	2.23
Log normal (λ)	26.78	13.66	1568.07	38.76	14.91	39.05	20.63	16.68	25.58	21.64
MODELOS										
Serie geométrica	S	N	N	S	S	S	S	S	N	N
Serie logarítmica	S	N	S	S	S	S	S	S	S	S
Log normal	S	N	N	S	S	S	S	S	S	S
Barra rota	S	S	N	S	S	S	S	N	N	S

El modelo serie logarítmica mostró el mejor ajuste a la estructura de la diversidad-abundancia de la entomofauna acuática por que aceptó el mayor número de hipótesis nulas y con las mejores probabilidades. El ajuste bondadoso del resto de las distribuciones se explica parcialmente porque esta comunidad presenta especies con abundancias extremas; pocas géneros dominan en abundancia y presenta muchas géneros raros, con baja abundancia. Es decir, la diferencia en abundancia entre los géneros es aún notoria. La comunidad de insectos se encuentra en una etapa intermedia de evolución entre las etapas iniciales de la sucesión y el clímax. El disturbio antropogénico parece controlar esta estructura de diversidad y abundancia de la comunidad de toda la cuenca del Río San Juan (Figura 1).



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

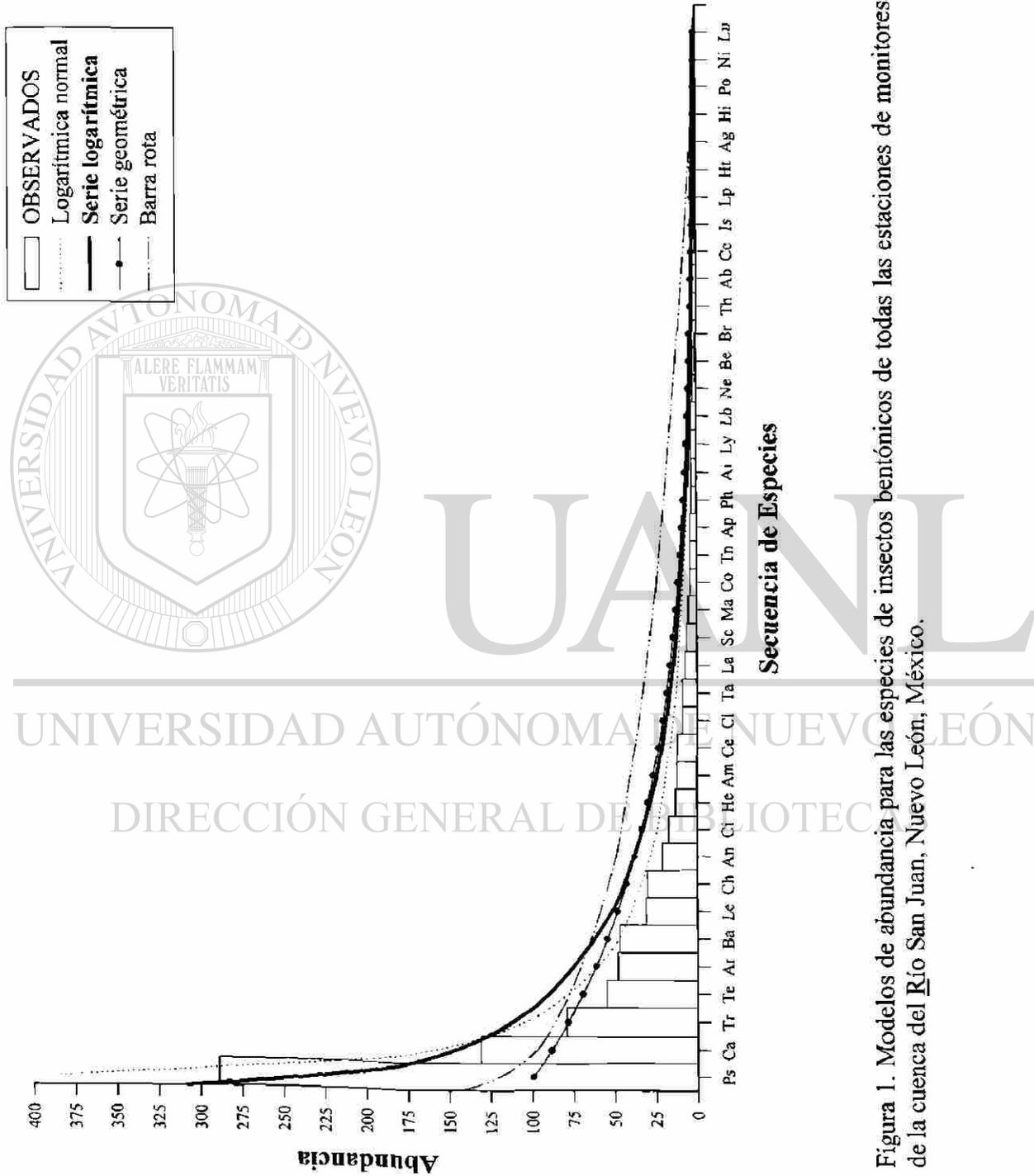


Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de insectos bentónicos de todas las estaciones de monitoreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El índice de Shannon mostró que existen ciertas similitudes y diferencias entre la diversidad de algunos sitios muestreados (Fig 2). Los intervalos de confianza, muestran cuatro grupos más o menos definidos aglomerando los siguientes sitios: 1) FR-PSJ, 2) PSJ-ChP-RR, 3) ChP-RR-MSJ-FSJ-HCP-TR y 4) ChSJ-BSJ. El grupo 1 se caracteriza por presentar los sitios con mayor diversidad, mientras que en el grupo 4 se observa la menor diversidad en BSJ.

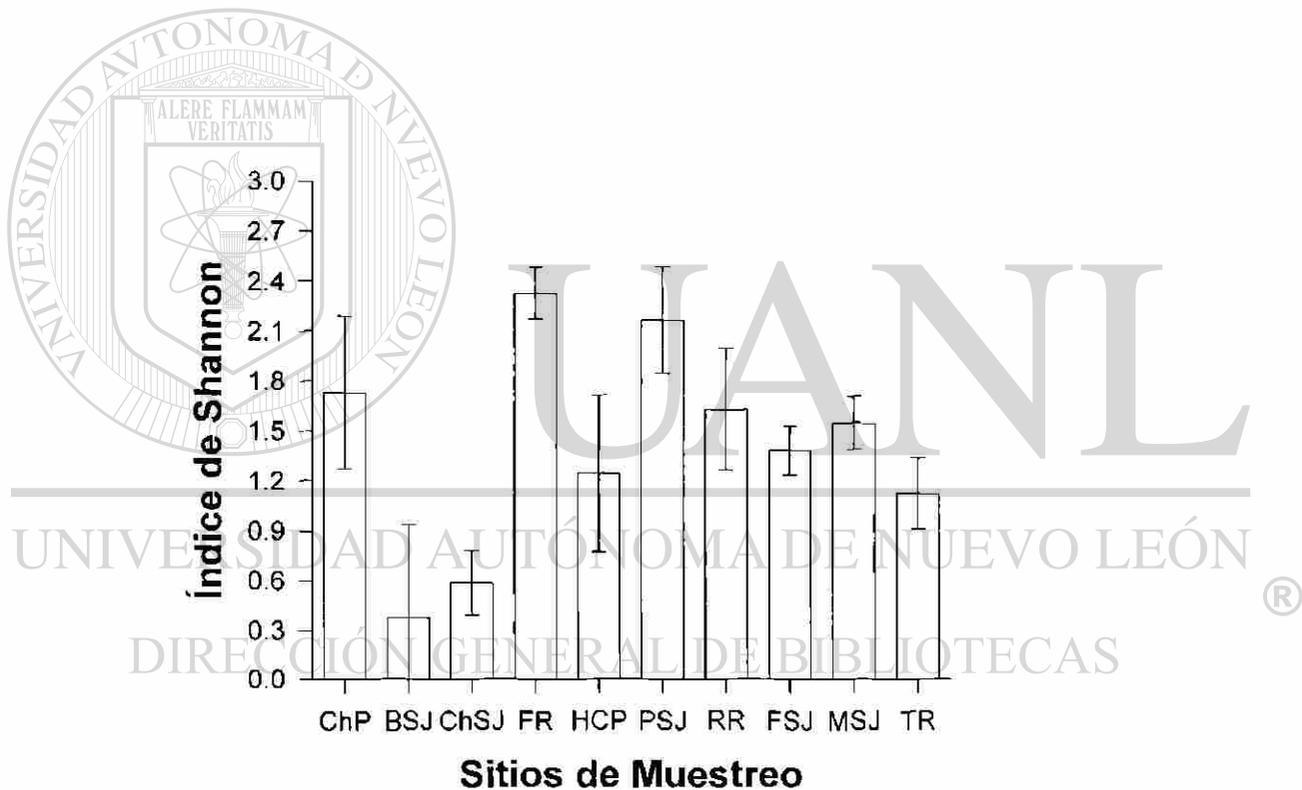


Figura 2. El índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de los insectos acuáticos de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

3.6.3. Índices de Similitud

Considerando el valor de similitud mínimo de 0.75, el índice de Sorenson resultó en las siguientes aglomeraciones: (1) ChP-BSJ-HCP-RR, (2) ChSJ-FR-FSJ-MSJ-TR y (3) PSJ-RR. El índice de Morisita-Horn, describió las siguientes aglomeraciones de sitios con similitud mínima de 0.75, siendo estos: (1) ChSJ-RR-FSJ-TR; (2) FR-PSJ; (3) HCP; (4) MSJ; (5) BSJ y (6) ChP, cuyos resultados se pueden observar en las hojas anexas.

El análisis de conglomerados, utilizando la distancia euclidiana con el procedimiento simple de vecino más cercano, resultó en las aglomeraciones siguientes: (1) ChSJ-TR-FSJ-RR; (2) PSJ-FR; (3) CHP-BSJ; (4) MSJ y (5) HCP. Los grupos emergentes del índice de Morisita-Horn son más similares a las aglomeraciones resultantes del análisis de conglomerados, talves por utilizar en las estadísticas tanto la diversidad como la abundancia, mientras que el índice de Sorenson utiliza solo la abundancia. Por esta razón se recomienda el uso de este último índice en la formación de grupos de sitios con similar diversidad y abundancia.

3.6.4. Análisis de componentes principales

Como resultado del análisis de componentes principales (ACP), se obtuvieron sistemas de coordenadas formados por el componente principal 1 en el eje "x", y el componente principal 2 en el eje "y", cada sistema esta compuesto por cuatro cuadrantes en cada uno de los cuales ocurre una correlación positiva, negativa o en

ambos sentidos, entre los sitios y los géneros (Manzano, 1997). La correlación y posición espacial del agrupamiento de los sitios y géneros demuestra que tienen características similares entre ellos que hacen posibles tales agrupaciones.

El análisis de componentes principales (ACP) de géneros x géneros (SxS) mostró que los tres primeros componentes principales explican el 67% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La figura 3, entre los dos primeros componentes, muestra un agrupamiento de sitios, divididos en tres grupos. El primer grupo (1) comprende las localidades de ChSJ, RR, FSJ y TR; el segundo grupo (2) integrado por ChP, BSI, FR y PSJ y el tercer grupo (3) caracterizado por HCP y MSJ. Los agrupamientos de estos sitios concuerdan parcialmente con lo observado por el índice de Shannon, el índice de Morisita-Horn y el análisis de conglomerados. El grupo 1 es similar en todos las estadísticas aplicadas pero el índice de Morisita – Horn separa en

6 grupos, el análisis de conglomerados en 5, el análisis de varianza en Shannon en 4 y este análisis de componentes principales en 3 grupos. Es necesario recalcar que se realizaron más de un método de ordenación para confirmar la aglomeración de sitios, así como la aplicación de los índices de similitud y es obvio obtener resultados semejantes y no exactos entre las agrupaciones de las localidades más sin embargo nos da una idea más clara de la estructura de la diversidad-abundancia de nuestros sitios. El análisis de componentes principales es el tomado como base para la explicación del agrupamiento de localidades para insectos acuáticos, así como también para explorar las causas de agrupamiento de sitios sobre la base de la calidad y cantidad de agua y las características del cauce.

En el análisis de componentes principales, las estaciones de muestreo presentes en el grupo 1, se caracterizaron por presentar el 43.58% de diversidad de géneros, con una abundancia relativa del 51.09% representado principalmente por larvas del escarabajo *Psephenus* sp y náyades de la efímera *Tricorythodes* sp., con un promedio de 71.5 y 13.66 individuos por sitio (ver hojas anexas). El grupo 2 tiene representado el 69.23% de la diversidad total con una abundancia relativa del 24.27%, dominando los géneros de *Leptophlebia* sp. y *Choroterpes* sp. con un promedio de 15.5 y 13.5 organismos por localidad. Las localidades del grupo 3 presentan el 33.33% de la diversidad total con una abundancia relativa del 24.62%, caracterizando la comunidad bentónica organismos de *Chironomus* sp. con un promedio de 7.5 individuos por sitio.

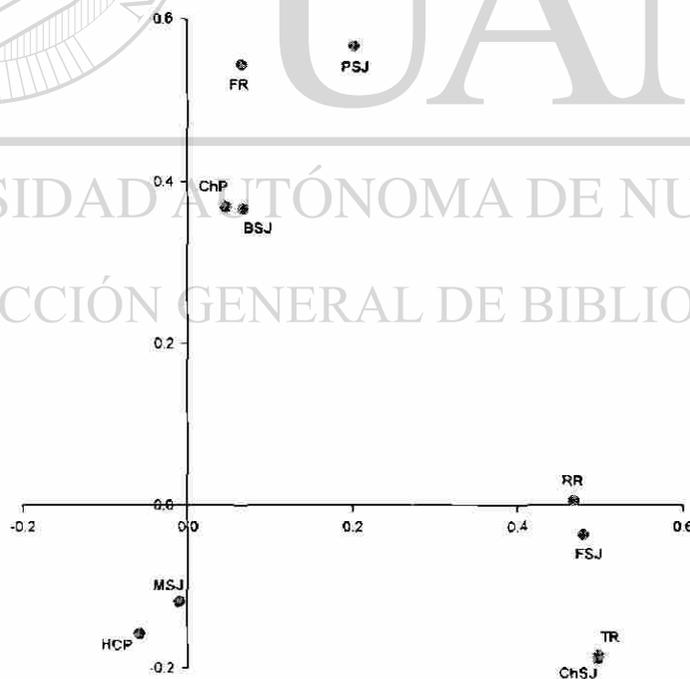


Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de géneros x géneros de la comunidad de insectos acuáticos en 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Al observar las estadísticas de los eigenvectores y tablas anexas, el CP1 lo explican las localidades de ChSJ-TR caracterizado principalmente por las poblaciones de *Psephenus* sp.-*Argia* sp., y formado por un contraste de cargas entre el grupo 2 y 3. El CP2 lo describen los sitios FR-PSJ, representado por *Leptophlebia* sp.-*Choroterpes* sp., por lo tanto recibe este nombre, el eje del CP2 se encuentra formado por el contraste de cargas de los grupos 1 y 2, teniendo más influencia los sitios de ChSJ-TR,

Para la matriz de sitios x sitios (s x s), el análisis mostró que los primeros tres primeros componentes explican el 72% de la varianza total repartida entre los sitios de muestreo. La gráfica entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de géneros, divididos en tres grupos bien definidos (Figura 4). El primer grupo (1) comprende los géneros Po, Lp, Is, Le, Sc, Ch, Ce, An, Tn y Th; el segundo grupo (2) integrado por Te, Ta, Ab, Ai, Ma, Ca, Ci, Ni y Cc; y el tercer grupo (3) caracterizado por Ly, Cl, Ap, Ag, Ps, Am, Ph, He, Ht, Hi, Br, Co, Lu y Ne.

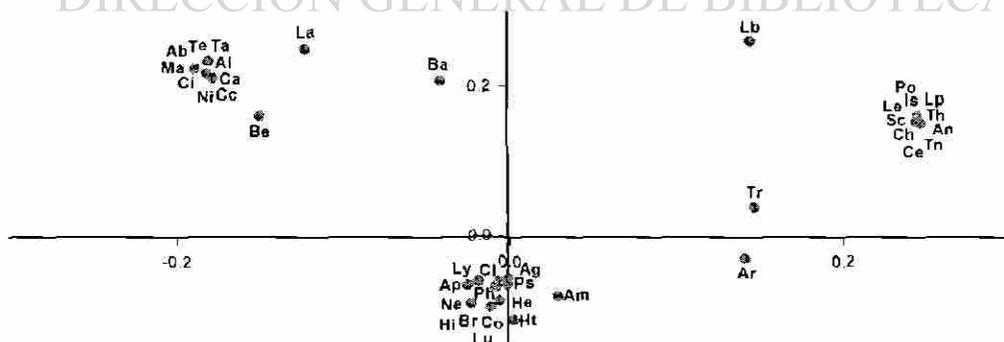


Figura 4. Analisis de componentes principales para los insectos acuáticos observados en 10 sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Los eigenvectores resultantes del análisis de componentes principales para los géneros de los sitios de muestreo indican que el eje del CP1 se encuentra formado por un contraste de cargas de los grupos 2 y 3, cuyo componente es influenciado principalmente por *Leptophlebia* sp.-*Chironomus* sp. El CP2 esta representado por *Psephenus* sp. e integrado por los contrastes de cargas positivas y negativas del grupo 1 y 2.

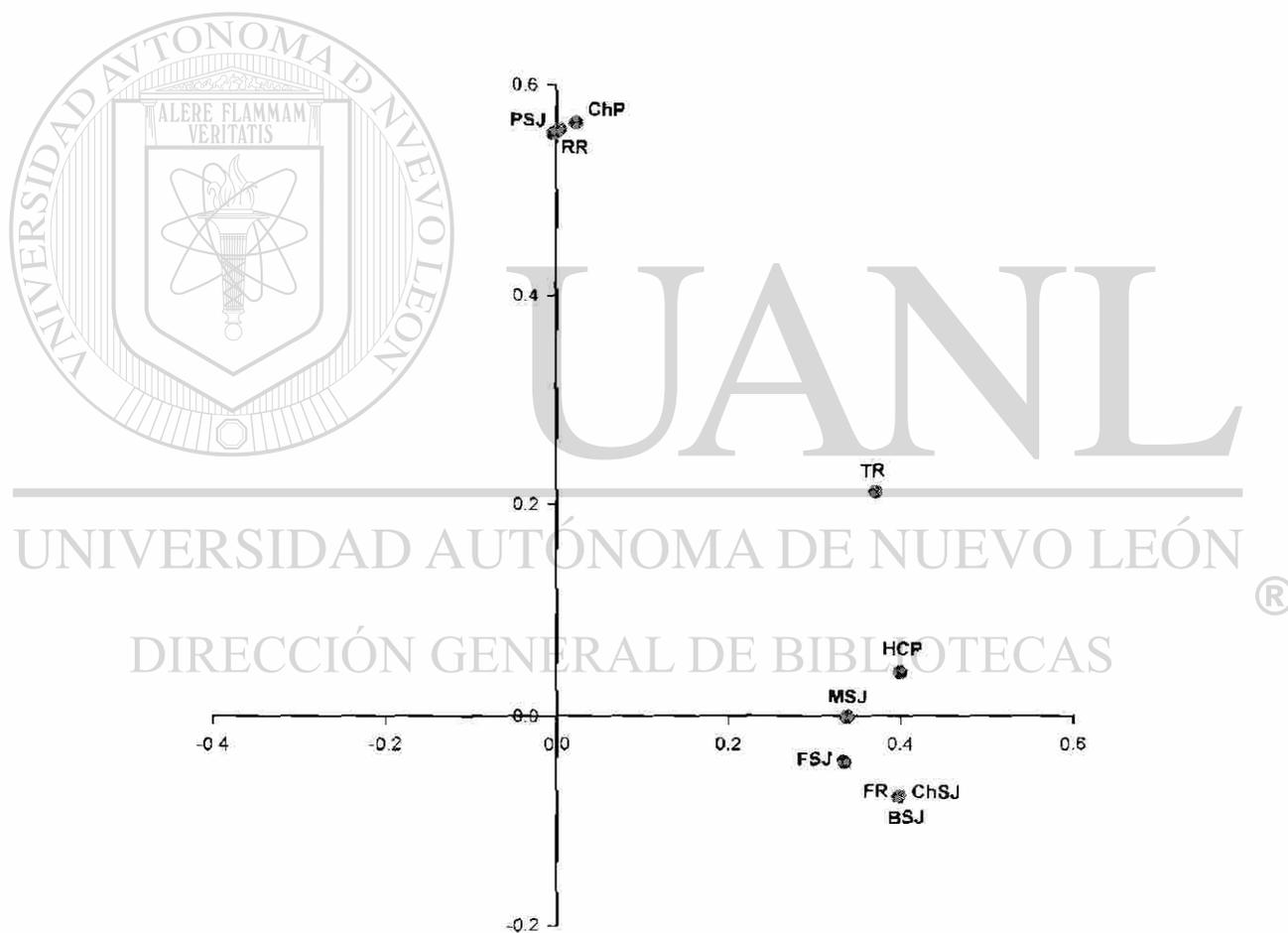


Figura 5. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El análisis de componentes principales para la calidad de agua mostró que los dos primeros componentes principales explican el 90% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La figura 5 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios, dividido en dos grupos. El primer grupo (1) comprende las localidades BSJ-ChSJ,FR-HCP-FSJ-MSJ y el segundo grupo ChP-RR-PSJ. El CP1 predominan cargas positivas con valores altos, mientras que para el CP2 se observa un contraste de cargas positivas y negativas. La diferencia principal entre estos dos grupos radica en que el promedio del grupo 1 presentan mayor cantidad de coliformes fecales y totales, nitritos, grasas y aceites, demanda química de oxígeno (DQO) y Detergentes ó sustancias activas al azul de metileno (SAAM). Los promedios de los parámetros fisico-químicos del grupo 1 son por lo menos dos veces más altos que los presentes en el grupo 2, al hacer mención de los promedios de los parámetros de mayor cantidad, no se quiere dar a entender que necesariamente todos

los parámetros excedieron las normas o criterios para la calidad del agua.

La cantidad de sólidos sedimentables (2 mg/L) sobrepasa la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales para organismos de agua dulce solo para la localidad BSJ (4.33 mg/L), así como también sobrepasa la cantidad de sólidos suspendidos totales (60 mg/L) para los sitios de HCP (61 mg/L) y PSJ (66 mg/L). Los promedios de los parámetros del grupo 1 del criterio ecológico de la calidad del agua CE-CCA-001/89 para la protección de la vida acuática, sobrepasan los parámetros máximos permisibles de coliformes fecales (200

NMP/100 ml), mientras que los sulfatos (0.005 mg/L) sobrepasan los parámetros máximos permisibles para el grupo 1 y 2, cabe mencionar que los sulfatos aumentan con la concentración de los desechos provenientes del drenaje (APHA-AWWA-WPCF, 1981), lo que deduce que todas las localidades presentan contaminación proveniente de drenaje, mientras que las localidades de BSJ (4.314 mg/L) y PSJ (0.422 mg/L) sobrepasan los límites máximos permisibles de detergentes o SAAM (0.1 mg/L), según el CE-CCA-001/89.

Basándose en estos resultados concluimos que los sitios del grupo 1 presentan más disturbio que las localidades presentes en el grupo 2 por lo tanto, separamos los grupos en sitios de regular y buena calidad del agua. El grupo 1 presenta características de regular calidad de agua mientras que el grupo 2 tiene propiedades que la hacen ser de buena calidad de agua. De las localidades más afectadas se

observa BSJ y HCP, ya que son las localidades que menos diversidad-abundancia presentan, encontrándose además dentro del grupo 1, mientras que PSJ aunque presenta cierto grado de contaminación no es tan significativo para afectar la diversidad-abundancia de manera igual que los sitios anteriores.

Existe una correspondencia parcial entre los grupos de sitios emergentes del análisis de componentes principales para los insectos bentónicos y la calidad del agua. Por ejemplo el grupo 3 de insectos bentónicos (MSJ-HCP) también se encuentra aglomerado en una parte del grupo 1 de ACP para la calidad, la característica principal de este grupo de sitios son sus altas concentraciones de

coliformes fecales y que se encuentra dominado por insectos del género *Chironomus* sp. localizados en calidad de agua regular como se discutió anteriormente. El grupo 2 emergente del análisis de insectos (PSJ-FR-ChP-BSJ) concuerda en un 50% con los grupos 1 y 2 emergentes del análisis de calidad del agua. Este grupo estuvo dominado por *Leptophlebia* sp.-*Choroterpes* sp. deduciendo que estos organismos son característicos de aguas de buena y regular calidad de agua. De igual manera, *Psephenus* sp. se encuentra preferencialmente en sitios aglomerados por regular calidad de agua.

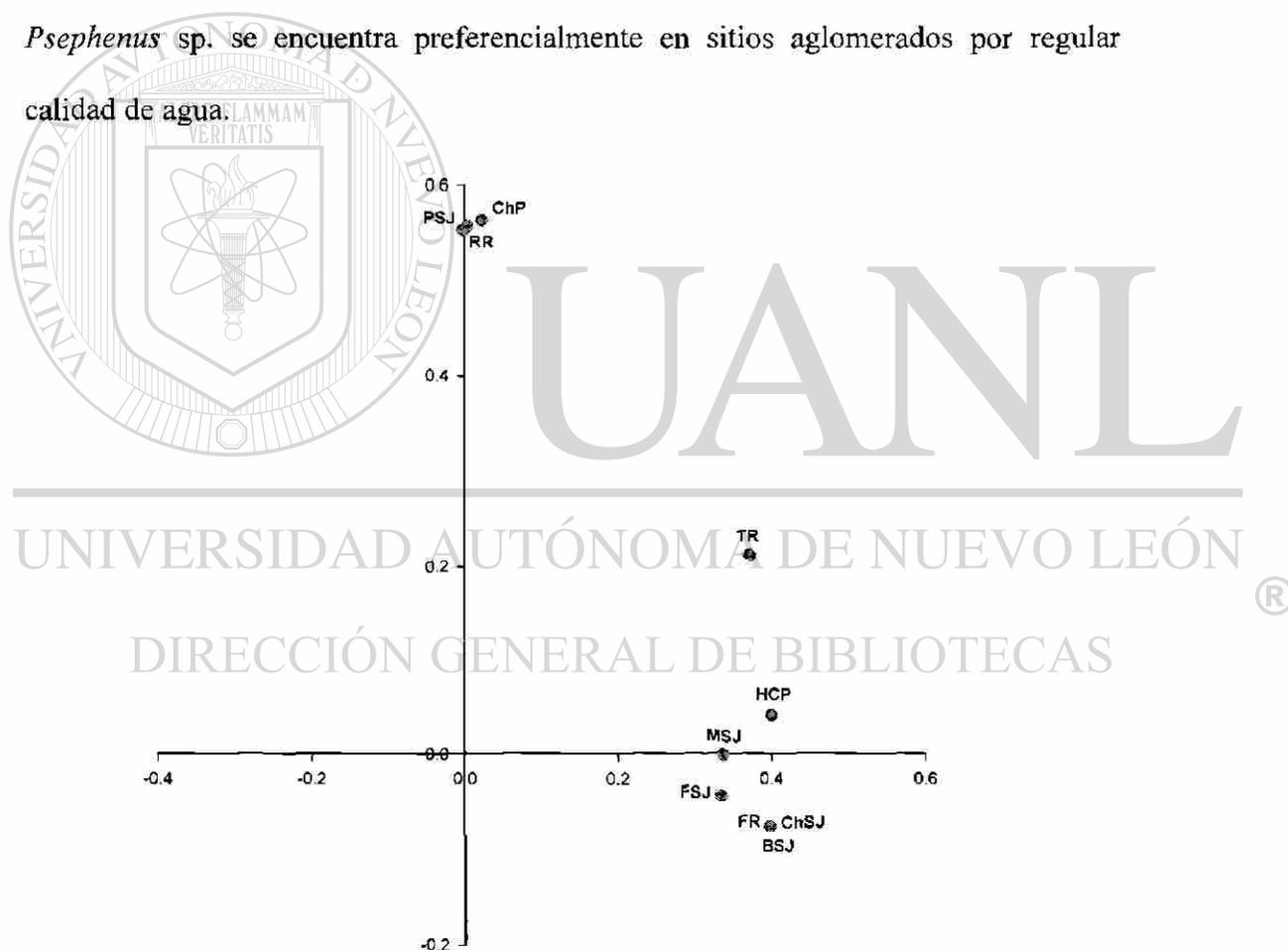


Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos en base a la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El análisis de componentes principales para la cantidad de agua mostró que los dos primeros componentes explican el 99% de la varianza total entre las localidades de muestreo. La figura 6 para los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios bien definidos. El primer grupo (1) comprende HCP-MSJ-TR-ChSJ y el segundo grupo incluye las localidades de FSJ-PSJ-ChP-RR-FR-BSJ; a su vez divididos en dos subgrupos. Los componentes están agrupados en un grupo con dos subgrupos, el eje "x" del CP1 presenta cargas tanto positivas como negativas y el CP2 (eje "y") separa a los 2 grupos solo del lado positivo, todas las cargas latentes presentan cargas positivas, el CP1 es el más importante.

Los promedios de los parámetros físicos del cauce del grupo 1 son de 1 a 2.6 veces mayor en comparación al grupo 2. Sobre la base de los resultados anteriores separamos nuestros grupos en características físicas mejor definidas y menos

definidas, por lo tanto el grupo 1 presenta las mejores características, mientras que contrario al grupo 2 se observan características físicas del cauce menos definidas. La localidad que presentó características físicas mejor definidas fue el sitio MSJ observándose la mayor abundancia de especies y es uno de los sitios con mayor diversidad. No existe una tendencia notoria a incrementar estos parámetros conforme el cauce se aleja de su origen en la Sierra Madre Oriental. Las extracciones por bombeo, represas y geología (infiltración – exfiltración) de los caudales, así como la extrema sequía y la canalización de las aguas presentada en los últimos años parcialmente explican estas variaciones. En el grupo 1, se observan los grupos de insectos acuáticos dominados por *Chironomus* sp., parcialmente por *Leptophlebia*

sp.-*Chorotherpes* sp.; mientras que el grupo 2 se encuentra caracterizado principalmente por *Psephenus* sp. y parcialmente por *Leptophlebia* sp.-*Chorotherpes* sp.

Esta información es concluyente en el grupo de insectos acuáticos asociados a *Chironomus* sp. (*Tenagobia* sp., *Tanytarsus* sp., *Macrothemis* sp., entre otros), prefiere sitios con moderada calidad de agua (Kolkwitz y Marson, 1967; Lenat, 1993; Merrit y Cummins, 1996), con cauces bien definidos, profundos, amplios y gastos importantes. Además de que este género es el organismo que más definido tiene su comportamiento ya que se encuentra en lugares con características bien establecidas tal y como lo menciona Avila (1988), pudiendo llegar a ser utilizados como indicadores de la calidad del agua con exceso de materia orgánica (Torres, 1998).

Un segundo grupo lo constituyen *Leptophlebia* sp. y algunos insectos asociados como *Polypedilum* sp., *Leptohyphes* sp., etc., estos prefieren, por otro lado, sitios con buena calidad de agua sin ser relevantes las características físicas de los cauces (Merrit y Cummins, 1996).

Finalmente el grupo caracterizado por *Psephenus* sp. (*Argiallagma* sp., *Helicopsyche* sp., *Callibaetis* sp., entre otros) se inclina por sitios con regular calidad de agua no concordando con lo determinado por Lenat (1993), el cual menciona que son indicadores de buena calidad de agua. Los resultados muestran que este género tiene preferencia por los cauces con baja profundidad, amplitud, área transversal y

gasto. Se observó que existe una mejor relación de los insectos con la cantidad del agua por haber mejor correlación de nuestros sitios con los agrupamientos de localidades de los parámetros de la cantidad.

3.7. Conclusiones

El presente estudio determinó de manera efectiva los objetivos antes planteados, determinando para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos que el mejor índice que describe la diversidad-abundancia de nuestra comunidad es el índice de Margalef, mientras que el modelo que mejor ajuste obtuvo fue serie logarítmica, determinando con ello que la estructura de la comunidad se encuentra en una etapa evolutiva de sucesión intermedia en donde los géneros no presentan semejantes abundancias (climax), ni son dominantes pocas especies (serie geométrica).

La utilización de análisis de componentes principales son un método efectivo para la ordenación y clasificación de los insectos acuáticos, así como para la calidad y cantidad de agua. Las cuales en definitiva juegan un papel importante en la diversidad-abundancia de la entomofauna bentónica, más sin embargo para el presente estudio la cantidad influye de manera indirecta sobre el comportamiento antes mencionado, ya que se observó de manera general basándose en los índices que conforme aumentan los gastos de los caudales aguas abajo, se incrementa la diversidad-abundancia de insectos acuáticos.

3.8. Literatura Consultada

APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation). 1981. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Fifteenth edition. Pp. 1134.

Avila, F.U.A. 1988. Estudio taxonómico y distribución de la familia Chironomidae (Insecta, diptera), en la zona Centro del estado de Nuevo León. Tesis inédita, Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. Pp 81.

Gauch, H.G. 1982. Multivariate Analysis in Community Ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 298 Pp.

Hachmoller, B.; Matthews, R.A. y Brakke, D.F. 1991. Effects of riparian community structure, sediment size, y water quality on the macroinvertebrate communities in small, suburban stream. Northwest Science. 65 (3): 125-132.

Hauer, F.R. y V.H. Resh, 1996. Benthic Macroinvertebrates. Methods in Stream Ecology Academic Press. USA. 339-369

Holton, V.C.; Putnam, H.D y Evans, D.L. 1992. Evaluating aquatic macroinvertebrate communities in the vicinity of a kraft mill discharge. Tappi Journal. 76 (1): 99-108.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula.

Journal Theor. Biol., 29: 151-154.

Jackson, J.K. y Resh, V.H. 1989. Distribution y abundance of adult aquatic insects in

the forest adjacent to a northern California stream. Environmental Ecology. 18

(2): 278-283.

Kolkwitz, R. y M. Marsson, 1967. Ecology of animal Saprobia. Biology of water

pollution, a collection of select papers on stream pollution waste water

treatment. US department of the interior Federal Water Pollution Control-

Administration. Pp 85-95.

Krebs, C.J. 1985. Ecology. The Experimental Analysis of distribution y Abundance.

Harper y Row, New York. Pp753.

Lamberti, G.A., Berg, M.G., 1995. Invertebrates y other benthic features as indicators

of environmental change in Juday Creek, Indiana. Natural-Areas-Journal. 15 (3):

249-258.

Layton, R.J.; R. Jr, Voshell, 1991. Colonization of New Experimental Ponds by

Benthic Macroinvertebrates. Environmental Ecology. 21 (1): 110-117.

Lehmkuhl, D.M. 1979. Pollution y Aquatic Insects as Indicator Organisms. How to know to aquatic insects. Wm. C. Brown Company Publishers. Pp 17-19.

Lenat, D.R. 1993. A biotic index for the southeastern United States: derivation y list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. Journal the North American Benthological Society. 12 (3): 279:290.

Lugo-Ortiz, C.R. y W.P. McCafferty. 1994. New records of Ephemeroptera from Mexico. Entomological News. 105 (1): 17-25

Manzano, C. M.G.F. 1997. Procesos de Desertificación Asociados a Sobrepastoreo por Caprinos en el Matorral Espinoso de Linares, Nuevo León. Tesis inédita, Facultad de Ciencias Forestales, Linares. Pp 101.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

Magurran, A.E. 1989. Diversidad Ecológica y su Medición. Ediciones Vedral. Barcelona. Pp 198.

Merrit, R.W. y K.W. Cummins. 1996. An Introduction to the aquatic insects of north America. Third Edition. Kendall-Hunt Publishing Company. Iowa.

Oertli, B. 1993. Spatial y temporal distribution of the zoobenthos community in a woodly pond (Switzerly). Proceedings of the 2nd International Congress of Limnology y Oceanography held in Evian, France, May 25-28: 300-301.

Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*, Wiley, New York. Pp 165.

Quiroz, H. 1999. Comunicación Personal.

Resh, V.H. y D.M. Rosenberg, 1984. *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger. Pp 56.

Rier, S.T. y D.K. King. 1996. Effects of inorganic sedimentation y riparian clearing on benthic community metabolism in an agriculturally-disturbed stream. *Hidrobiologia* 339:111-121.

Samways, M.J. y N.S. Steytler, 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban y forest landscapes, y recomendations for riparian management.

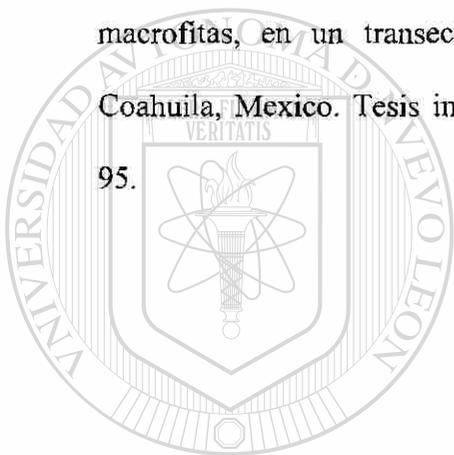
Biological Conservation, 78 (3): 279-288.

Santiago-Fragoso, S. y E. Mejorada-Gomez. 1999. Aquatic Coleoptera from lake Xoxhimilco, Mexico. *Entomological News*. 110 (4): 302-310.

Schaeffer, D.J., W.H. Ettinger, W.J. Tucker y H.W. Kerster. 1985. Evaluation of a Community based index using benthic indicator organisms for classifying stream quality. *Journal WPCF*, 57 (2): 167-171.

Sweeney, B.W. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrates communities of White Clay Creek in esatern North America. Symposium at the Stroud Water Research Center. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. 144: 291-340.

Torres, M.A.E., 1998. Monitoreo de la comunidad plantonica, bentonica y asociada a macrofitas, en un transecto impactado del arroyo Los Chorros, Arteaga, Coahuila, Mexico. Tesis inedita, Facultad de Ciencias Biologicas. UANL. Pp 95.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



4. CAPITULO IV

EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIPARIA, INSECTOS ACUÁTICOS Y PECES, INFLUENCIADOS POR LAS VARIACIONES EN LA CALIDAD Y CANTIDAD DE LOS CAUDALES DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, NUEVO LEÓN, MÉXICO

4.1. Resumen

La presente investigación se llevó a cabo en 10 sitios localizados en tres ríos de la cuenca del río San Juan con la finalidad de conocer las interacciones de tres grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces) y la influencia de la calidad y cantidad de agua. En cada localidad se tomaron muestras de peces y de insectos

acuáticos, así como también se monitorearon especies arbustivas y arbóreas de vegetación riparia. Los índices para conocer la diversidad abundancia de las especies fueron Margalef, Menhinick, Shannon, Simpson, Lambda y Alfa. Las correlaciones entre los índices y su observación a lo largo de los ríos permitió entender las interacciones entre la diversidad de las comunidades de insectos acuáticos, vegetación y peces.

Los resultados mostraron que al nivel de los sitios muestreados a lo largo de la cuenca presentan índices de diversidad similares con una varianza notoria. Las correlaciones entre índices fueron parcialmente negativas, aunque no

probabilísticamente adecuadas indicando la variedad de factores que están estresando las diferentes comunidades estudiadas. Los índices de diversidad mostraron tendencias positivas para vegetación e insectos pero no para peces a lo largo de los ríos sugiriendo que el gasto y su calidad controlan preferencialmente la vegetación e insectos y los peces, respectivamente. Este reporte enfatiza la necesidad de manejar los caudales de la cuenca simulando las condiciones naturales para poder restablecer las comunidades de peces, insectos acuáticos y vegetación.

4.2. Abstract

This research was conducted in 10 sampling sites placed in three major tributaries of the Rio San Juan with the major objectives of understanding the relationships between the plant riparian community, aquatic insect and fish communities and stream water quantity and quality. In each sampling site we

collected information fishes, insects and trees and shrubs of riparian communities.

The indexes of Margalef, Menhinick, Shannon, Simpson, Lambda, and Alpha were fitted to correlate them between biological groups. These correlations as well as the observance of the index of Margalef along the major tributaries provided information on the causes of variation of these communities. The results showed that diversity indexes are similar for all studied sites with large variances. The correlations between indexes for all biological groups were consistently negative but they were not statistically significant indicating that a variety of factors are contributing to stress riparian communities of fish, plant and aquatic insects. Diversity indexes showed tendencies along the major tributaries for plants and insects but large fluctuations for

fishes. Suggesting the discharge partially controls the first two and quality the last biological groups, respectively. This report points out the need to sustainable manage stream water simulating natural conditions to rehabilitate the communities of fishes, aquatic insects and plants.

4.3. Introducción

México se encuentra dividido en 37 regiones hidrológicas, las cuales se encuentran subdivididas en 158 cuencas hidrológicas (CNA, 1997). La cuenca del Río San Juan posee una superficie de 33,000 Km², en los estados de Coahuila (40%), Nuevo León (57%) y Tamaulipas (3%), localizándose en el nordeste de México, en una región con un crecimiento industrial, económico, poblacional y de servicios importante. La cuenca se clasifica como clave para la formulación de programas específicos de saneamiento y correcto aprovechamiento hidráulico, control de vertidos residuales, construcción y operación de plantas de tratamiento y restauración ecológica de las áreas aledañas. Dentro de las actividades que han afectado históricamente el agua de la cuenca destacan la sobre explotación hídrica con fines agrícolas y domésticos, la creación de embalses por la alta demanda del recurso y la contaminación por descargas de desechos industriales y domésticos, principalmente del Area Metropolitana de Monterrey (AMM).

El gobierno del estado implementó un programa de saneamiento denominado Plan Monterrey IV, con la finalidad de resolver la problemática de la calidad del agua en el río San Juan. Investigaciones posteriores han demostrado que el programa

parcialmente solucionó tal problemática, ya que Flores (1997) reporta que aún existen concentraciones de contaminantes en las aguas de la cuenca que sobrepasan varias normas oficiales de calidad del agua. En la cuenca baja del río Bravo, de la cual el río San Juan forma parte, existe evidencia que la comunidad de peces nativa ha cambiado por la introducción de especies exóticas, por la disminución de los flujos y el deterioro en la calidad del agua (Schmandt *et al.* 2000). Considerando esta información, la presente investigación tuvo como objetivo conocer las interacciones entre tres grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces), influenciada por la calidad y cantidad de agua en 10 sitios localizados en tres de los ríos principales de la cuenca del San Juan para tratar de proponer un manejo sustentable alternativo a los embalses de la cuenca. La hipótesis central del trabajo fue que los disturbios ocasionados a los caudales, en calidad y en cantidad, han modificado drásticamente el comportamiento de la biota florística y faunística.

4.4. Literatura revisada

Las áreas riparias son escenarios ricos en diversidad faunística y florística, proporcionando enriquecimiento estético a las áreas aledañas, además de presentar características propias que las hacen ser únicas para el desarrollo y establecimiento de distintas especies de organismos (Harper *et al.*, 1992).

Los efectos ecológicos causados por la construcción de obras hidráulicas sobre los sobre los cauces han alterando el nivel del agua, su composición química, gastos y las interacciones entre la biota terrestre y acuática. Las repercusiones de estas

interacciones en sectores como recreación local, turismo, comercio informal, agricultura y ganadería no se conocen y la propuesta de un plan de manejo para los embalses y caudales debe de emerger de este conocimiento. En este orden de ideas, Contreras-Balderas (1975) menciona que el estado del conocimiento del impacto ambiental no está lo suficientemente desarrollado como para aplicar una técnica precisa de evaluación a priori y corrección de los efectos que los embalses pueden causar sobre las especies, comunidades y ecosistemas, aunque empieza a ser firme para permitir algunas evaluaciones y predicciones mediante el estudio bioecológico.

En la cuenca hidrológica del Río San Juan se han construido hasta el momento tres obras hidráulicas importantes: la presa Rodrigo Gómez “La Boca”, “El Cuchillo” y Marte R. Gómez “El Azúcar”, las cuales se han construido con la finalidad de abastecer de agua para uso doméstico a la población del AMM y para la

irrigación de cultivos de Nuevo León y Tamaulipas. Las variaciones temporales y espaciales en los gastos naturales, las cuales juegan un papel importante en la dinámica de la regeneración, establecimiento y mortalidad de la vegetación, trayendo como consecuencia fluctuaciones en el comportamiento de la fauna acuática, no se reproducen cuando existen embalses para suministro de agua.

La magnitud del Río San Juan y la importancia para el estado de Nuevo León, han generado que se realicen estudios sobre la contaminación de sus aguas como el realizado por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (INEGI, 1986), de los cuales se puede concluir que los principales focos contaminantes, en orden de

importancia son: productos químicos, población, industria papelera, de bebidas alcohólicas, de productos lácteos, alimentaria y petrolera.

La calidad del agua del sistema hidrológico San Juan fue estudiado por Flores (1997) revelando que aún con la existencia del Plan Monterrey IV, implementado por el Gobierno del Estado de Nuevo León, los problemas de contaminación persisten. Contaminación por detergentes, grasas, aceites, nitratos, coliformes fecales y algunos metales pesados, en donde estos últimos están relacionados con el caudal, ya que en la época de grandes escurrimientos la masa de contaminantes es mayor y en la época de sequía la concentración aumenta, pudiendo potencialmente afectar la ictiofauna.

La cantidad de superficie que es utilizada para riego agrícola en toda la cuenca del río San Juan, fue investigada por Rodríguez (2000) determinando que existen

172,298.74 ha incluyendo la zona de distrito de riego 026. Esta superficie demanda una cantidad de agua aproximada de $1206\text{Mm}^3 \text{ año}^{-1}$ y representa un 7.4% de la precipitación promedio anual de la cuenca del Río San Juan (Navar, 1999). Sin embargo, este volumen representa el 100% de los caudales promedio anuales del Río San Juan registrados en la estación hidrométrica 'Los Aldamas' en el Estado de Nuevo León.

La situación geográfica del estado de Nuevo León con climas templados y secos, morfología marcada, hidrografía pobre, precipitaciones bajas y evaporaciones altas, así como el explosivo crecimiento demográfico, ha provocado que el

abastecimiento de agua potable en las ciudades y poblaciones sean insuficientes desde 1979. La ciudad principal, mayor poblada y de mayor relevancia industrial es Monterrey (De León, 1994).

El AMM presenta una población de 2,988,081 habitantes (INEGI 1995) representando el 84.17% de la población total del estado de Nuevo León y con una demanda de agua de $15\text{m}^3/\text{seg}$. El suministro actual ($10\text{m}^3/\text{seg}$) es cubierto por medio de fuentes superficiales y subterráneas (Agua y Drenaje de Monterrey, 1997).

4.5. Metodología

El presente estudio se realizó en los ríos San Juan, Ramos y Pílon de la cuenca del Río San Juan. El Río principal de la cuenca, San Juan, tiene su origen en el arroyo La Chueca, este corre en dirección sudeste hasta llegar a la presa Rodrigo Gómez (La Boca), de ahí continúa con el nombre de San Juan, recibiendo aportaciones de los Ríos Ramos, Santa Catarina y Pílon para drenar posteriormente dentro del embalse El Cuchillo, en China, N. L., fluyendo hacia el este donde se junta el Pesquería y drenando de vuelta en la presa Marte R. Gómez para descargar finalmente sus aguas en el Río Bravo (INEGI, 1986). En total, 10 estaciones fueron muestreadas, durante el período de marzo - junio de 1999, las cuales se seleccionaron en base a la presencia- ausencia de poblaciones humanas, presencia de vegetación riparia, cauce definido y corriente perenne, cuya ubicación se registró por medio de un sistema de posicionamiento global (GPS).

La colecta de material para cada una de las localidades se dividió en muestreos bióticos y abióticos. Dentro de los bióticos se colectaron insectos acuáticos, peces y vegetación riparia. Los muestreos de vegetación riparia se realizaron en la primera terraza del borde del cauce en donde se tomaron los datos a una distancia de 80 m paralelos a cada lado del cauce, posteriormente se marcaron 2 parcelas rectangulares de 40m x 20m, situando la localización exacta y contabilizando el total de organismos arbóreos y arbustivos. La colecta de material íctico se realizó con redes tipo chinchorro de 3 y 5 m con una duración de muestreo de 1hr. La unidad básica de muestreo para los insectos bentónicos tuvo una superficie de 1m² y tres muestreos se obtuvieron por cada estación de muestreo. El material biológico fue preservado bajo técnicas conocidas e identificados con claves específicas para cada grupo.

En la determinación de los parámetros abióticos se colectaron muestras de agua para determinar sus parámetros físicos, químicos y bacteriológicos. La determinación de estos parámetros se realizó en los laboratorios de la Comisión Nacional del Agua en Monterrey (CNA), bajo tres esquemas de análisis: grasas y aceites, bacteriológicos y fisicoquímicos. La cantidad de agua o gasto se realizó con la metodología del correntómetro siguiendo la norma mexicana de CNA. Además la CNA proporcionó datos de escurrimientos mensuales y anuales para algunas estaciones de muestreo y las restantes fueron determinadas por procedimientos matemáticos.

Se utilizaron seis índices de diversidad entre los grupos biológicos para conocer la correlación existente entre ellos para los parámetros biológicos medidos. Los

índices utilizados fueron Margalef, Menhinick, Shannon, Simpson, Alfa y Lambda de los modelos de diversidad-abundancia serie logarítmica y logarítmica normal. Las correlaciones entre los índices y su observación a lo largo de los ríos permitió entender las interacciones entre la diversidad de las comunidades de insectos acuáticos, vegetación y peces. La distribución espacial de los índices en los Ríos de la cuenca permitió determinar los patrones, tendencias y las fuentes de variación asociadas a los índices de diversidad de los ríos.

4.6. Resultados

Los índices de diversidad no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las comunidades observadas ($p=0.05$) porque los intervalos de confianza de cada uno de los índices de diversidad aplicados a los grupos biológicos mostraron traslape, con excepción del índice de Menhinick (Figura 1). Esta

observación es parcialmente indicativa de la alta variación existente en la diversidad – abundancia presente al nivel de la cuenca del Río San Juan.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

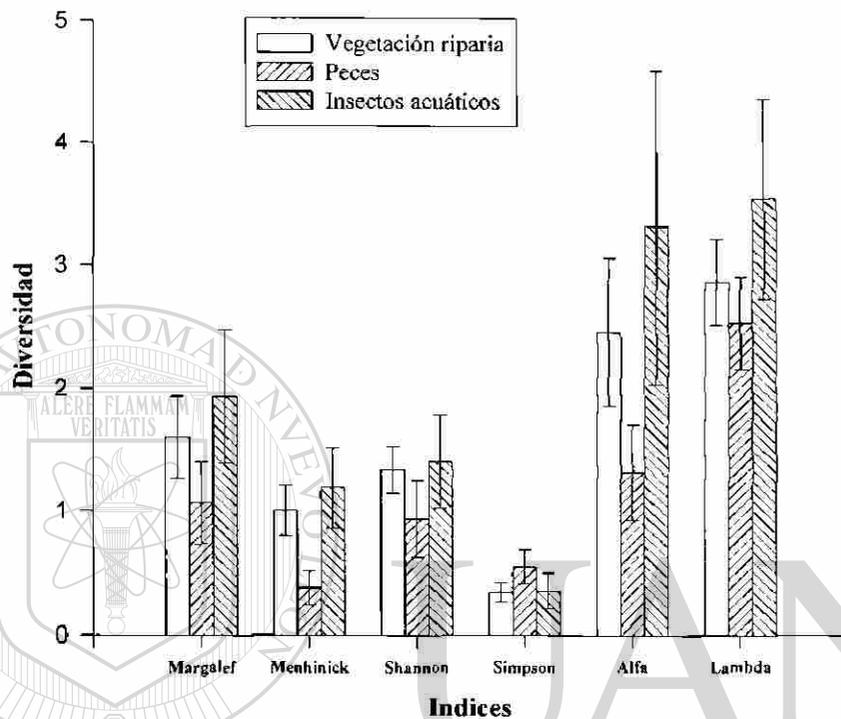


Figura 1. Índices de diversidad entre tres grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces) para la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Las variaciones en establecimiento de la diversidad y abundancia de los grupos biológicos estudiados obedece a factores como etapas de la sucesión, geomorfología del paisaje (tipo de sustrato, nivel del manto freático, tipo de material madre, etc.), cantidad y calidad del agua, banco de semillas entre, entre otros otros (Platts *et al.* 1987 ; Adams y Viereck 1992).

Los índices de diversidad muestran una tendencia ligeramente negativa entre cada grupo biológico (Figura 2). Es decir que a medida que aumenta la diversidad de un grupo biótico el otro disminuye, a excepción del índice de Simpson el cual actúa de manera inversa por su factor de potencia. Estas observaciones no concuerdan con lo mencionado por Magurran (1989), quién indica que la relación existente entre grupos debería tener una tendencia positiva. La diversidad-abundancia de los grupos bióticos parecen estar siendo perturbados en formas diferenciales entre ellos y entre los sitios de muestreo.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

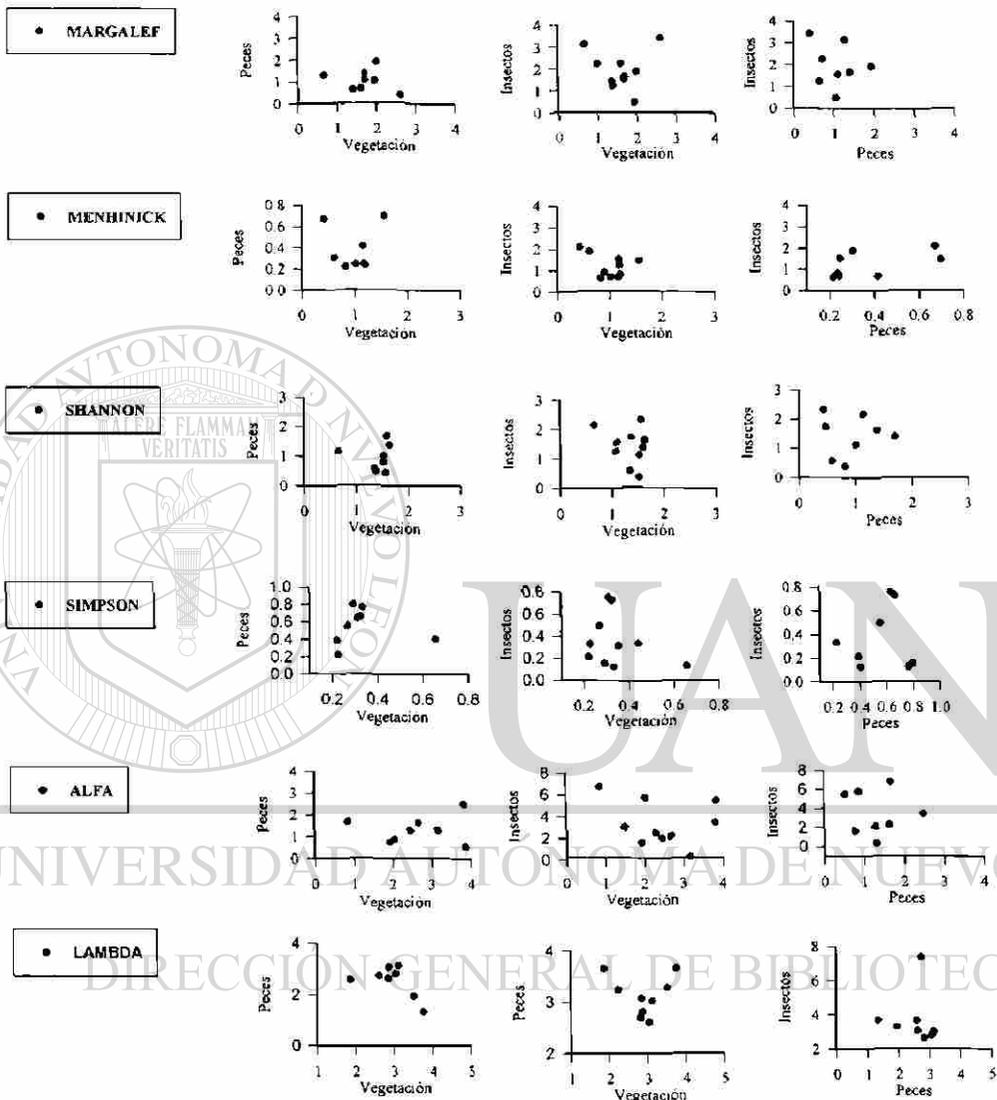


Figura 2. Índices de diversidad aplicados a tres grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces) de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Considerando el índice de diversidad de Margalef por estar consistentemente mejor asociado y de una manera lineal con la abundancia y la diversidad para los

grupos bióticos, los Ríos muestreados mostraron tendencias notorias. El índice de diversidad de Margalef, para la vegetación riparia determina que la diversidad-abundancia declina conforme aumenta el volumen de los caudales adentrándonos aguas debajo de los ríos Pilon, Ramos y San Juan. Este patrón casi consistente puede estar determinando por el aumento del gasto aguas debajo de los ríos. A este respecto, es importante mencionar que *Taxodium mucronatum* Ten., la especie más abundante, desaparece después de la confluencia de los ríos. Algunos investigadores han asociado la presencia ausencia de especies ripárias con el tipo de sustrato, elevación, y el material geológico (Hudak y Ketcheson, 1992; Rosentreter, 1992). Otros factores observados en campo que posiblemente controlan la distribución de esta especie sean: la presencia de veneros, sitios con características del cauce menos definidas y de velocidad importante, así como también quizá por los desmontes para la agricultura y su utilización como agostadero.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

La comunidad íctica presenta una oscilación de mayor a menor diversidad-abundancia partiendo de los sitios localizados aguas arriba, según lo descrito por el índice de Margalef. Tales variaciones se ven preferencialmente influenciados por la calidad del agua; aguas arriba de los poblados o ciudades importantes se encuentran índices de diversidad mayores y aguas debajo de las zonas urbanas se encuentran índices de diversidad menores. A este respecto, *Dionda. Melanops*, una especie íctica que prefiere aguas claras, se observa preferencialmente en mayor abundancia aguas arriba de los poblados importantes. Aguas debajo de los centros urbanos se observa la presencia de *Notropis amabilis*, especie que se distribuye en lugares donde la calidad

del agua se deteriora por la contaminación. Finalmente antes de llegar a la confluencia con el río San Juan se localiza *Gambusia affinis*, pez que se desarrolla en lugares donde existen disturbios por desechos orgánicos y metales pesados (Villarreal, 1983). En estos lugares, esta última especie se asocia también con *Notropis amabilis*. La calidad del agua de las localidades se ve influenciada por la presencia de poblaciones humanas, ya que se descargan aún aguas provenientes de desechos industriales y domésticos, entre otros incrementando las concentraciones de contaminantes tales como detergentes, sulfatos sólidos sedimentables y coliformes fecales, los cuales sobrepasan la NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales para organismos de agua dulce, así como el criterio ecológico CE-CCA-001/89 para la protección de la vida acuática.

El índice de diversidad de Margalef para insectos acuáticos muestra una tendencia general a aumentar a medida que la cantidad de agua se incrementa. Este efecto se manifiesta aguas arriba en el río San Juan, en donde la localidad BSJ presenta un índice bajo, mientras que al seguir el curso del río aguas abajo, la diversidad va incrementándose hasta llegar a la estación más cercana al Cuchillo presenta el mayor índice de diversidad. Esta tendencia parece estar asociada preferencialmente con el incremento en el gasto de los ríos de la cuenca, en congruencia con la hipótesis planteada por McArthur (1988).

La cantidad de agua o gasto parece controlar en una mayor proporción a los grupos biológicos de vegetación e insectos, mientras que la calidad del agua parece controlar la comunidad íctica. Estas diferencias en los factores que controlan las comunidades origina que no exista el vínculo natural entre los grupos bióticos. Es decir, mientras que los grupos biológicos deberían encontrarse mejor vinculados entre si, los disturbios antropogénicos por la extracción de agua para riego y uso doméstico y la descarga de contaminantes se encargan de desequilibrar las comunidades.

4.7. Conclusiones

La presente investigación pone de manifiesto que la calidad y cantidad del agua juegan un papel importante en la estructura de diversidad-abundancia de los diferentes grupos biológicos de la cuenca del río San Juan. Los gastos influyen particularmente la distribución y establecimiento de la comunidad de vegetación

riparia y de insectos acuáticos, mientras que la calidad del agua afecta preferencialmente los vertebrados ícticos. Por esta razón la restauración de los ecosistemas riparios debería iniciarse con la simulación de las condiciones naturales de las aguas superficiales de los Ríos de la cuenca del San Juan y la reducción o eliminación parcial de los disturbios antropogénicos.

4.8. Literatura Consultada

Adams, P.C. y L.A.Viereck, L.A. 1992. Multivariate analysis of woody plant succession on the tanana river in interior Alaska. Symposium on ecology and

management of riparian shrub communities. Sun Valley, ID, May 29-31, 1991. Pp 4.

Agua y Drenaje de Monterrey (1997). Consejo de Administración, Sesión Ordinaria No. 61. Servicio de agua y Drenaje de Monterrey.

CNA, 1997. Antecedentes inmediatos en el establecimiento de cuencas hidrológicas. Vertientes. México. Año 2 Num 17.

Contreras-Balderas, S. 1975. Impacto Ambiental de obras hidráulicas. Informe técnico, Dirección General del Plan Nacional Hidráulico, Secretaría de Recursos Hidráulicos. pp 1-11.

De León-Gómez, K.Schetelig y P. Meiburg. 1994. Abastecimiento de agua potable en el noreste de México. Ejemplo: Presa Cerro Prieto. Zbl. Geol. Paläont. Teil I. Pp. 593-602.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Flores, L. J. S. 1997. Evaluación de la calidad del agua del río San Juan en el estado de Nuevo León. Tesis inédita. Facultad de Ciencias Forestales. Pp127.

Harper, K.T.; S.C. Sanderson y E.D. McArthur. 1992. Riparian Ecology in Zion National Park, Utha. Simposium on ecology and management of riparian shrub communities. Sun Valley, ID, May 29-31, 1991. Pp 32-42.

Hudak, H.G. y G.L. Ketcheson. 1992 Willow community types as influenced by valley bottom and stream types. *Symposium on ecology and management of riparian shrub communities*. Sun Valley, ID, May 29-31, 1991. Pp 16-17.

INEGI. 1986. *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. SSP. México, D.F.

INEGI. 1995. *Censo General de población y vivienda*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática.

Magurran, A.E. 1989. *Diversidad Ecológica y su Medición*. Ediciones Vedral. Barcelona. Pp 198.

McArthur, J.V. 1988. *Aquatic and Terrestrial Linkages: Floodplain functions*. The

Forest Wetlands of the Southern United States. Orlando, Florida, July 12-14, 1988. Pp 107-116.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Návar, Ch. J. 1999. Agua y desarrollo sustentable en la cuenca baja del Río Bravo-San Juan. *Ciencia UANL*. 2 (4): Pp 356-362.

Platts, W.S; C. Armour; G.D. Booth; M. Bryant; J. L. Bufford. 1987. *Methods for evaluating riparian habitats with applications to management*. US Department of Agriculture Forest service Intermountain Forest and Range Experiment Station General Technical Report;INT-221. Pp 177.

Rodríguez, T. E. 2000. Determinación de la cantidad de riego agrícola en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México: Perspectivas a mediano plazo. Tesis inédita. Facultad de Ciencias Forestales, UANL.

Rosentreter, R. 1992. High-water indicator plants along Idaho waterways. Symposium on ecology and management of riparian shrub communities. Sun Valley, ID, May 29-31, 1991. Pp 18-24.

Schmandt, J., I. Aguilar, N. Armstrong, L. Chapa, S. Contreras, R. Edwards, J. Hazelton, M. Mathis, J. Návar, E. Vogel y G. Ward. 2000. Water and Sustainable Development in the Lower Rio Grande/ Rio Bravo Basin. Final Report, March 31, 2000, Executive Summary. HARC Center for Global Studies. Web site: <http://www.harc.edu/cgs/mexico/Irgv.html>

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

Villarreal, T.C.M. 1983. Cambios en las comunidades de peces por factores Fisicoquímicos en el Río San Juan, subcuenca del Río Bravo, Noreste de México, Tesis inédita. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N.L. pp 1-153.



QUANTITATIVE

ANALYSIS OF THE URINE
BY THE METHOD OF F. COSSA

