

Estudio Comparativo de Tres Metodologías para el Manejo y Cálculo de Caudales Ambientales en el Río Santiago, Nayarit, México.

Rebeca González Villela¹ y Alfonso Banderas Tarabay²

¹ Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. rebeca_gonzalez@tlaloc.imta.mx; ² Ciencia y Tecnología del Agua. alban96@hotmail.com.

Resumen

Se efectúa un análisis comparativo de tres metodologías para el cálculo de caudales ambientales en el Río Santiago: 1) Tennant modificado para las zonas tropicales, 2) Simulación del Hábitat (software Physical HABitat SIMulation system), y 3) Análisis Multivariados a través de las características hidráulicas, fisicoquímicas y biológicas (comunidad de peces) del río. El método de Tennant proporcionó los caudales ambientales considerando los promedios anuales y mensuales de 10 años anteriores a la construcción de la presa y la variación climatológica estacional. El método de Simulación del Hábitat (PHABSIM) señaló la cantidad de hábitat disponible cuando el flujo en el río cambia por la regulación de las presas Aguamilpa y San Rafael. Los análisis multivariados de Componentes Principales y Clusters describieron el hábitat fluvial y determinaron los escenarios de flujo óptimo para las especies del Río Santiago. El ACC señaló que el 62.48% de la variación estuvo explicada por la conductividad, sólidos disueltos, oxígeno, velocidad de la corriente y la profundidad en forma contrastante con el sustrato, vegetación sumergida y cubierta vegetal. Los resultados señalaron a la velocidad de la corriente, la profundidad y el sustrato como las variables que explicaron el mayor porcentaje de la variación por los tres métodos.

Introducción

Generalmente el ambiente es tratado como un aspecto marginal, y en la actualidad representa la llave para el manejo sostenible del agua. El ambiente representa un tipo especial de usuario del agua y en muchos aspectos constituye la parte central del manejo de los recursos acuáticos, puntos que se consideran como críticos para el desarrollo, para la reducción de la pobreza y la salud de las poblaciones, en la productividad agrícola, industrial y energética, y para el desarrollo sostenible de las comunidades aledañas a los ríos. Las estrategias ambientales deben de enlazar y balancear los intereses entre el manejo sostenible del recurso acuático, sustentabilidad ambiental y pobreza. (Davis y Hirji, 2003; Tharme, 2003, King and Brown, 2006).

En particular las hidroeléctricas han afectado el régimen de flujo natural, han fragmentado longitudinalmente los ríos con la

construcción de los embalses y con la diversificación, han modificado el transporte de sedimentos, materia orgánica y contenido de nutrientes provocando cambios fisicoquímicos y biológicos tanto en las corrientes de agua, como en las zonas de inundación (Fischer y Kummer, 2000).

Los ríos debajo de las presas pueden ser parcialmente restaurados si su operación y manejo son controlados. La operación de las presas debe de efectuarse basándose en el análisis minucioso de las variables que controlan el sistema, para reducir el impacto causado aguas abajo y zonas de inundación (Galat y Lipkin, 2000). Sin embargo, la complejidad de los procesos físico-químicos y biológicos en los ríos dificulta la aplicación de metodologías para el cálculo de los volúmenes de agua que pueden ser suministrados para uso urbano, irrigación, generación de energía eléctrica, etc., sin riesgo de dañar al ecosistema (Gustard, 1992). Para la restauración y la conservación de los

ecosistemas fluviales se han desarrollado una basta gama de metodologías donde el concepto de el hábitat es esencial (Bunn y Davies, 2000 y Schiemer, 2000).

Sin embargo, la inclusión del ecosistema dentro de la planeación del recurso agua ha sido difícil por la dificultad, el costo y tiempo requeridos para determinar la cantidad y frecuencia de los caudales ambientales que se necesitan para mantener a las especies, la función y resiliencia de los ecosistemas acuáticos, así como el bienestar de los pobladores que dependen de los ríos. La ventaja de la determinación de los caudales ambientales consiste en que, los tomadores de decisiones conocen cuanto del remanente del caudal puede ser utilizado para usos poblacionales, y cuanta alteración en los patrones de flujo natural de los ríos ha sido inducido por el consumo humano. Por lo mismo, la especificación de los caudales ambientales debe ser una tarea indispensable en la planeación sustentable del agua (Dyson et al. 2003; Kendy, 2006).

Área de Estudio

El río Santiago se ubica en la vertiente pacífica de la red hidrográfica de México. Inicia en el lago de Chapala (Jalisco), pasa por el estado de Nayarit, y desemboca al océano Pacífico en Boca de Asadero. El caudal medio anual del río de 1982-1992 (CNA, 1994) fue de $199.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. El caudal máximo registrado en este lapso fue de $4,604 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en 1988, y el más bajo de $6.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en 1984. El tramo de estudio se localizó a $21^\circ 45' \text{ N}$ y $104^\circ 55' \text{ O}$, caracterizado por presentar una vegetación de ribera clasificada como de buena a regular conservación y la existencia de zonas de rápidos, pozas y pendientes uniformes que incluyó diversidad de hábitats con características hidráulicas correspondientes a aguas rápidas, lentas y de transición; así como aguas profundas y superficiales representativas de la mayor parte de los hábitats (Figura 1; García et al, 1999). El ancho del río registró 100 m en la parte alta y 280 m en la parte baja. El perfil longitudinal en esta porción varió 6.2 m. La máxima profundidad registrada para cada sección varió de 0.15 a 4.0 m y la velocidad del agua de 0.0 a 0.57 m s^{-1} . La variación climática anual fue

resultado de los patrones de precipitación durante el verano. Este río genera recursos pesqueros necesarios para subsistencia de la población rural, para la comercialización local, y para la pesca recreativa. La construcción y operación de la presa Aguamilpa y la reguladora San Rafael, las actividades agrícolas, la introducción de especies exóticas, y la construcción de caminos contribuyen a la sedimentación, a los cambios en el flujo de los caudales y a la degradación de la calidad del agua que afectan el hábitat de las especies nativas de peces en el Río Santiago.

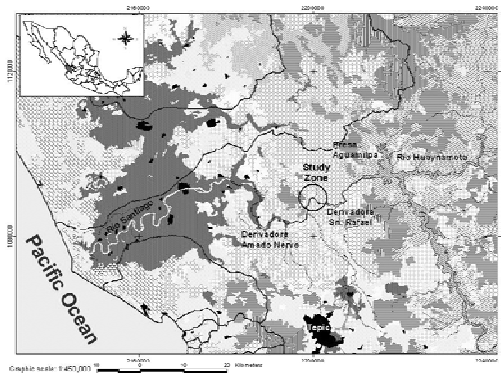


Figura 1. Localización del Río Santiago y zona de estudio.

Metodologías

Método de Tennant o de Montana. Este método fue desarrollado por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos de América, (US Fish and Wild Life Service). En este se calculan los caudales con base en los promedios anuales de los registros hidrométricos de por lo menos 10 años anteriores a la construcción de la presa elegida. Asimismo, señala a la profundidad, la velocidad de la corriente y el ancho del cauce a nivel de la superficie libre del agua como las variables determinantes en el desarrollo de los organismos acuáticos y el buen estado de su hábitat. Asimismo, indica que estos tres parámetros físicos se incrementan al aumentar el caudal y los cambios que experimentan son mayores a caudales bajos. El ancho, la profundidad y la velocidad de la corriente registran cambios notables en el intervalo que va de cero a 10% del caudal medio anual (Tabla 1). Tennant concluye que el 10% es el caudal mínimo necesario para garantizar la

sobrevivencia de la mayor parte de las especies del río. El empleo de gastos fluviales comprendidos entre el 30 y el 100% del gasto medio anual lo considera dentro de los criterios cualitativos para la determinación de los caudales ambientales como bueno y óptimo para el desarrollo de los organismos acuáticos. Finalmente, con el incremento del caudal fluvial de 100 a 200% del gasto medio anual lo considera como muy adecuados para el desarrollo de la mayoría de los organismos acuáticos (Tennant, 1976).

Tabla 1. Descripción cualitativa de caudales generada por Tennant (1976)

Caudal Medio Anual (%)	Sustrato Húmedo (%)	Velocidad Media (cm s^{-1})	Profundidad Media (cm)	Criterio
10	60	24	30.5	Mínimo
30 - 100	40	46 - 61	46 - 61	Bueno y Óptimo
100 - 200	10	61 - 107	61 - 91	Excelente

Método de Tennant modificado para las zonas tropicales de México. En esta modificación se introducen algunas variaciones:

- los cálculos se basan en los caudales medios mensuales, en lugar de los promedios anuales para hacerlos coincidir con la distribución de caudales naturales mensuales durante el año,
- se calculan los caudales durante los periodos noviembre-mayo (estiaje) y junio-octubre (lluvias) de las zonas tropicales mexicanas, periodos que generalmente presentan ligeras variaciones dependiendo de la región en consideración.
- la época de secas se define para los meses con valores de caudal menores al promedio anual, y la época de lluvias para los meses donde el promedio mensual del caudal es mayor al promedio anual (variación climatológica estacional trimestral-anual),
- se sugiere un porcentaje del 20% para los caudales ambientales mínimos recomendados en lugar del 10%.
- deben de efectuarse análisis adicionales para calcular los caudales que mantienen y reparan el canal y/o modulan la calidad y la temperatura del agua,

- deben ajustarse adecuadamente los problemas sociales, políticos y ambientales para no generar conflictos entre usuarios.

Método de Simulación del Hábitat. Este método contiene una serie de modelos conceptuales, empíricos y matemáticos que son utilizados para calcular la disponibilidad del hábitat con la posibilidad de varias alternativas de manejo. Los modelos se enlazan mediante la información biológica (modelos poblacionales), la calidad del agua y las características hidráulicas del río que se le suministra al programa Physical Habitat Simulation System, (PHABSIM). Se requiere dividir el río en un número grande de celdas rectangulares o trapezoidales. En este estudio, el tramo de interés fue dividido en ocho secciones transversales que incluyó diferentes tipos de hábitats: Sección S-1, S-2 y S-3 caracterizadas por una pendiente moderada, S-4, S-5 y S-6 con rápidos (piedras y rocas emergentes por arriba del nivel del agua); S-7, y S-8 zonas de agua profunda. Cada celda tuvo una combinación única en los valores de profundidad, velocidad de la corriente, tipo de sustrato y cubierta vegetal a una cierta descarga. En la porción de estudio se efectuó el análisis topográfico. La batimetría se calculó con una precisión de $\pm 1\text{cm}$, en la distancia como en las elevaciones y tomando cada 50m las mediciones en las ocho secciones transversales. En cada celda se registró la profundidad y velocidad del agua con un molinete Rosbach-Price. El sustrato sobre una superficie de 50cm^2 en el lecho del río. La vegetación riparia fue clasificada para cada sección como: a) totalmente expuesta a los rayos solares por arriba de la superficie del agua, b) superficie del agua sombreada por la vegetación, y c) vegetación sumergida (hojas, tallos, troncos, y/o raíces;). Para cada celda se midió el oxígeno disuelto (Oxímetro YSI), la conductividad y los sólidos totales disueltos (TDS) con un conductímetro Hach DRL-2000. La técnica de recolección con redes fue seleccionada considerando que la posición de los peces no podía ser precisada en la columna de agua debido a la alta turbidez y alta velocidad de la corriente en la estación de lluvias, grandes profundidades, cambios

drásticos en el flujo de la corriente por las políticas de manejo de la presa, el ancho del río y la presencia de cocodrilos.

Los peces fueron capturados con una red de 30 metros de longitud, 2m de ancho y 1cm² de luz de malla, la cual fue tendida y recogida tres veces en cada sitio. Las especies fueron identificadas acorde con los criterios de Álvarez (1970) y Castro-Aguirre (1978). Cada individuo fue medido, pesado y clasificado según la edad calculada. Los datos analizados corresponden a 287 individuos. La talla de reclutamiento reproductivo fue determinada a través de la escala de Nikolski (Schreck y Moyle, 1990; Rodríguez, 1992). Se calculó la cantidad del microhábitat disponible de la especie a diferentes caudales con el programa de cómputo PHABSIM. *Dorosoma smithii* fue la especie íctica seleccionada debido a que es ribereña de tipo facultativa, sensible a los cambios en las corrientes y seleccionada por requerir de condiciones ambientales exigentes en cuanto a concentraciones de oxígeno, alimento y caudales; por ser una especie que refleja los cambios en los patrones de utilización del hábitat y para generar el máximo de información basada en la adaptación de la especie a las condiciones ambientales, y suponiendo que las necesidades de esta especie son representativas de las otras que coexisten con ella en el río (García et al, 1999).

Metodos Multivariados. Se generó una matriz de datos consistente en: sitio y hora del muestreo, velocidad de la corriente, profundidad, sustrato, oxígeno disuelto, conductividad, sólidos disueltos, vegetación, especie de pez, estado de desarrollo, peso, longitud, abundancia, riqueza específica, y diversidad (Shannon-Weiner Index) de 4 secciones transversales en el río. Los análisis aplicados fueron: 1) Componentes Principales (CP) para identificar gradientes ambientales, 2) Análisis de Clusters (Distancias Euclidianas y Promedios No Ponderados, AC) para definir grupos ambientales en el río, y; 3) Correspondencias Canónicas para determinar el hábitat de preferencia de los peces (ACC; García et al, 1999). En todos los casos se empleo el

Statistica Software de Statsoft (1995).

Resultados

El Método de Tennant Modificado para las zonas tropicales de México. La tabla 2 y la Figura 2, muestran los caudales naturales y los caudales mínimos recomendados para el río Santiago tomando en consideración el 20% del caudal año medio promedio de los registros hidrológicos de 10 años.

Tabla 2. Caudales calculados para el río Santiago por el Método de Tennant Modificado (20%)

Mes	Caudal Natural (m ³ /s)	Caudal Mínimo Recomendable (m ³ /s)
Enero	52.95	37.12
Febrero	41.02	37.12
Marzo	35.62	37.12
Abril	48.96	37.12
Mayo	36.62	37.12
Junio	117.42	37.12
Julio	465.80	55.67
Agosto	508.33	55.67
Septiembre	478.99	55.67
Octubre	238.36	55.67
Noviembre	118.44	37.12
Diciembre	72.62	37.12

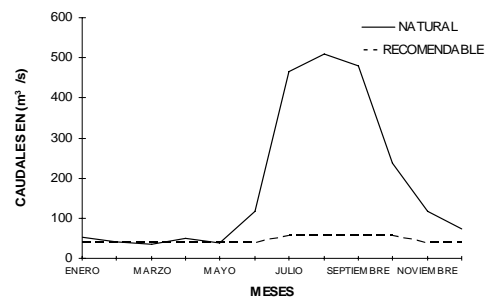


Figura 2. Caudales naturales y caudales recomendados para el río Santiago por el Método de Tennant Modificado para las zonas tropicales de México (modificada de García et al. 1999).

Método de Simulación del Hábitat. Se capturaron 287 individuos de la especie *D. smithii*, con una talla promedio de 7.1cm, con una preferencia por: corrientes entre 15 y 26.5cms⁻¹, profundidades medias entre 1.35m y 2.6m, sustrato con grava, y sitios soleados con poca o ninguna vegetación sumergida. Es una especie detritívora asociada con aguas de mediana profundidad, zonas arenosas con grava y corrientes rápidas, debido a que

requiere agua oxigenada con materia orgánica en suspensión por su tipo de hábitos alimenticios. Es una especie anfídroma secundaria que aparece frecuentemente en esta parte del río, indicando que su ciclo biológico se encuentra adaptado a las variaciones de la corriente (Lowe-MacConnell, 1975).

La adecuación del hábitat en el río estimada a través de las curvas de preferencia para la profundidad, la velocidad de la corriente, en la especie *Dorosoma smithii* señala que la superficie del río aumenta cuando el flujo se incrementa, con una tendencia asintótica a los $350\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ como lo muestra la gráfica de Área Superficial Total vs Caudal (Fig. 3).

La gráfica de Hábitat versus Caudal representa la suma total de áreas potencialmente utilizables del río (para los caudales que van de 0 y $300\text{m}^3\text{ s}^{-1}$) y establece la relación entre el caudal y la disponibilidad del hábitat en el tramo de río Fig. 4.

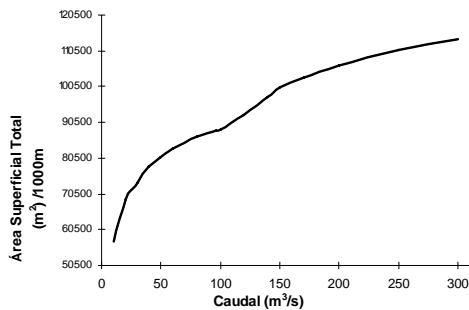


Figura 3. Área Total Superficial Potencialmente Utilizable vs Caudal en el río Santiago.

Asimismo, la gráfica muestra que existe un incremento continuo en la disponibilidad del hábitat con un primer máximo óptimo de 5800m^2 por cada 1000m de río estudiado o de área adecuada para el desarrollo de la especie cuando el flujo es de $64\text{m}^3\text{ s}^{-1}$, comportamiento asociado con el llenado del canal principal del río (Tabla 3). Un segundo pico de menor magnitud de 4500m^2 por cada 1000m de río señala la generación de un hábitat idóneo para *D. smithii* cuando el flujo es de $185\text{m}^3\text{ s}^{-1}$, que puede ser asociado con la inundación del canal secundario o llanura de inundación. Después de este segundo pico, la curva continúa decreciendo indicando que las áreas con un hábitat adecuado para el desarrollo de los

peces se decreta cuando el flujo se incrementa debido a las fuertes corrientes que provocan la remoción de sedimentos y materia orgánica (Tabla 3).

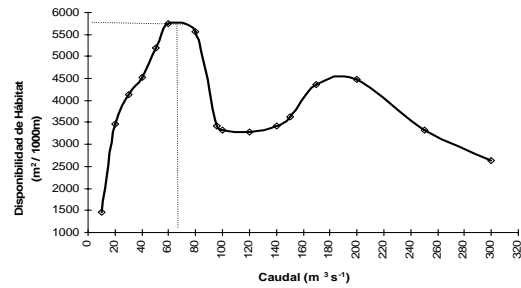


Figura 4. Adecuación del Hábitat vs Caudal en el Río Santiago.

Tabla 3. Manejo de los caudales en la presa Aguamilpa y San Rafael.

Época	Caudal ($\text{m}^3\text{ s}^{-1}$)	Patrón	Importancia
Postregulación	64	mínimo óptimo	Mantener el hábitat
Secas (marzo-abril)	40	Mínimo indispensable	Recurso escaso
Lluvias (junio-agosto)	200	flujos máximos	Preservar la ribera y llanura de inundación
Pico de lluvias (septiembre)	350 - 500	Vaciado rápido	Conservación morfológica

Métodos Multivariados. Se capturaron 6,911 peces pertenecientes a doce especies: seis especies secundarias (s) tolerantes a los cambios de salinidad, y seis especies primarias (p) estrictamente de agua dulce. De estas 6 últimas, tres fueron especies nativas (n) y tres fueron introducidas (i). Las especies más abundantes fueron *Lepomis macrochirus* y *Poeciliopsis latidens* (Tabla 4). La comunidad de peces cambió de 1992 a 1997 debido a las variaciones en las condiciones del ecosistema. Se observó una sustitución de especies (únicamente el 33% de las especies originales permanecieron) y el 20 % decreció en número. La relación especies nativas/especies introducidas fue de 1. Las características fisicoquímicas del río garantizan la adecuación del hábitat para los peces.

Table 4. Peces y número de individuos colectados en 1997 en el río Santiago.

Especies	Indiv. (No)	Total (%)
<i>Lepomis macrochirus</i> (p)(i)	3596	52.03
<i>Poeciliopsis latidens</i> (p)(n)	1329	19.23
<i>Poecilia sphenops</i> (p)(n)	573	8.29
<i>Micropterus salmoides</i> (p)(i)	349	5.05
<i>Cichlasoma beani</i> (p)(n)	324	4.69
<i>Dorosoma smithii</i> (s)	287	4.15
<i>Lile stolidifera</i> (s)	250	3.62
<i>Atherinella crystallina</i> (s)	177	2.56
<i>Agonostomus monticola</i> (s)	15	0.22
<i>Awaous tajasica</i> (s)	5	0.07
<i>Oreochromis mossambicus</i> (p)(i)	4	0.06
Gobiidae (s),	2	0.03
TOTAL	6911	100

(p)=primaria; (i)=introducida; (n)=nativa; (s)=tolerante

Las Figuras 5a y 5b, muestran el peso de los factores ambientales y la agrupación de los sitios en el espacio grafico de los componentes principales (ACP).

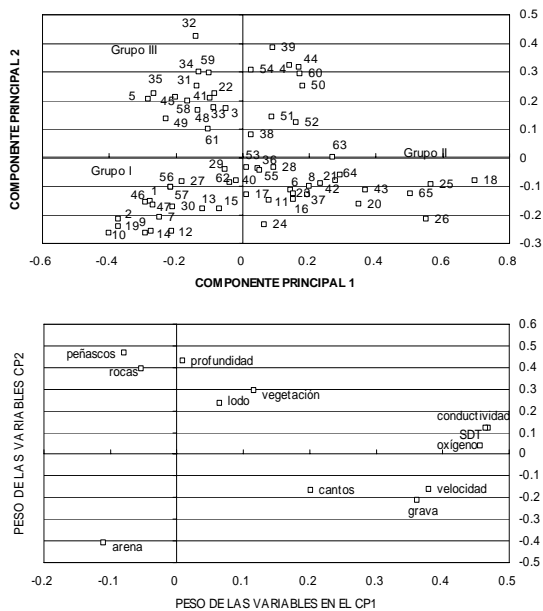


Figura 5a y 5b. Diagrama de los Pesos de las Variables Ambientales en el ACP1, 2 Y 3.

El primer componente (CP1) capturó el 31.29% de la variación y fue una composición de la conductividad (0.47), sólidos disueltos totales (0.47), oxígeno (0.46), y velocidad de la corriente (0.38), contrastando ligeramente con la arena (-0.11). El CP2 explicó el 19.89% de la variación y contrastó con las grandes rocas (0.47), la profundidad (0.43) y las rocas (0.4) versus la arena (-0.41), la grava (-0.21), y las piedras (-0.71). El CP3 explicó el 11.3% de la

variación y fue también un contraste entre la arena (0.52), la vegetación (0.41) y el lodo (0.29), versus las grandes rocas (-0.33) y la velocidad de la corriente (-0.28).

Estos resultados revelan tres ambientes principales: 1) áreas arenosas, con poca vegetación, pendiente moderada, profundidades medias y someras (Grupo I); 2) áreas medio profundas con rápidos y alta velocidad de la corriente, alto contenido de oxígeno y sólidos disueltos, con rocas y grava en el sustrato (Grupo II); y 3) áreas profundas con cubierta vegetal, corrientes lentas, grandes rocas, y lodos intersticiales (Grupo III).

La clasificación de los sitios por medio del análisis de clusters señaló tres grupos ambientales (Figura 6). Al Grupo I constituido por 34 submuestras (o sitios) con velocidad de la corriente moderada ($0 - 0.29 \text{ m s}^{-1}$, con un promedio de 0.13 m s^{-1}), profundidad de 0.53 a 1.67m, sustrato arenosos (60 – 100%) y poca vegetación. Estos sitios presentaron gran número de especies de peces (7 – 10) y peces pequeños, por lo que fueron consideradas como áreas de crianza. El Grupo II con 9 submuestras caracterizado por altas velocidades de la corriente ($0.24 - 0.57 \text{ m s}^{-1}$), profundidad de 0.38 a 1.70m, con arena y alto contenido de grava (60 - 100% y rocas ocasionales), áreas totalmente expuestas a los rayos solares con poca influencia de la cubierta vegetal.

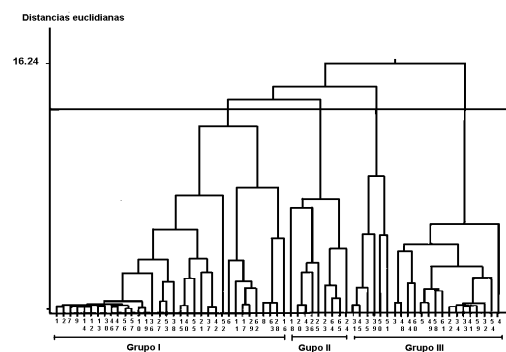


Figura 6. Clasificación de los sitios de muestreo mediante el A. de Clusters.

El Grupo III incluyó 22 submuestras, también con una velocidad de la corriente moderada ($0 - 0.29 \text{ m s}^{-1}$), pero con grandes profundidades ($0.47 - 4.0 \text{ m}$), pequeñas y grandes rocas (70 – 80%), con o sin presencia de cubierta vegetal.

La baja diversidad de especies fue debida a la segregación especial de *Poecilia sphenops* y *Poeciliopsis latidens* en áreas someras del Grupo I; a *Dorosoma smithii* en los rápidos (Grupo II) y *Lepomis macrochirus* en las áreas profundas (Grupo III).

Los tres primeros factores del ACC explicaron el 79% de la variación en la abundancia de las especies. Considerando la distribución de los pesos asignados a las variables abióticas y a las especies se observó que *Atherinella crystallina*, *Agonostomos monticola*, *Awaous tajasica*, *Poecilia sphenops* y *Poeciliopsis latidens* prefirieron los hábitat con velocidad media de la corriente, aguas someras con arena y un poco de grava como los lugares del Grupo I (Figuras 7a y 7b).

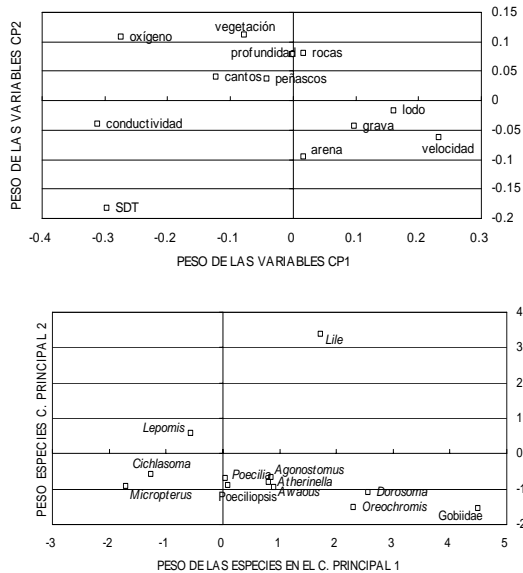


Figura 7a y 7b. Diagrama de los Pesos de las Especies Ícticas y variables abióticas en el ACC.

Dorosoma smithii, *Oreochromis mossambicus* y *Gobiidae* fueron encontradas en aguas con alta velocidad en la corriente, con grava en el sustrato, poca cubierta vegetal y raíces sumergidas (similares al Grupo II). *Lepomis macrochirus*, *Cichlasoma beani* y *Micropterus salmoides* fueron asociados con altos niveles de sólidos disueltos y conductividad, con una concentración de oxígeno media, baja velocidad de la corriente, zonas profundas, sustrato rocoso y sin cubierta vegetal (similar al Grupo III). Sin embargo, *Lile stolifera* fue asociada con zonas

profundas, rocosas, con lodo, velocidades de la corriente moderadas y cubierta vegetal.

La Tabla 5. muestra los rangos de preferencia para la velocidad de la corriente, profundidad y caudales ambientales recomendados por los tres métodos aplicados al río Santiago. Se destaca una alta similitud en los rangos considerados como óptimos para el desarrollo de las especies para la velocidad de la corriente entre el método de Tennant modificado y el A. Multivariado. El intervalo que señaló como preferente Phabsim se encuentra dentro del margen que indicaron los otros dos métodos. Para la profundidad el A. Multivariado muestra valores que abarcan los obtenidos por Tennant modificado y Phabsim. Para los caudales recomendados tanto por Tennant y Phabsim se destaca la similitud en los resultados con un error de variación de 8.5%.

Tabla 5. Cuadro comparativo de los rangos de preferencia por el hábitat y los resultados obtenidos al aplicar los caudales ambientales en el río Santiago.

	Tennant Adaptado Zonas de México	Phabsim	Multivariado
Velocidad de la Corriente ($m s^{-1}$)	0.24 – 1.07	0.15–0.27	0.24–1.10
Profundidad (m)	0.30 – 0.91	1.35-2.6	0.8–3.0
Caudales Recomendados ($m s^{-1}$)	Secas 37.12 Lluvias 55.67	Secas 40 Lluvias 64	

Discusión

El método de Tennant adaptado a las Zonas Tropicales de México señala su consistencia siempre y cuando se considere: 1) un caudal mínimo recomendable del 20%, y 2) su apego al análisis histórico de la variación de caudales del río en consideración para tratar de reproducir los patrones naturales de flujo. Es fácil y rápido de aplicar y puede ser utilizado en las fases tempranas del manejo integral y adaptativo de las cuencas.

La simulación del hábitat físico y el criterio de adecuación del hábitat para *Dorosoma smithii* por Phabsim, señala un rápido incremento en las áreas potencialmente utilizables como hábitat por la especie cuando

el flujo en el río se incrementa entre 20 y $64\text{m}^3\text{ s}^{-1}$, relación equivalente al llenado del canal principal del río, caracterizado por presentar pendientes pronunciadas asociado con un aumento en la cantidad de nichos en la estación húmeda situación adecuada para la migración de *D. smithii*. Muchos organismos son sensibles a los cambios en la velocidad de las corrientes debido a mecanismos de resuspensión de alimento. Otros responden a las variaciones temporales de los flujos, ya que el río puede cambiar las condiciones estructurales del canal y favorecer el incremento en la mortalidad, modificando la disponibilidad de recursos y las interacciones entre las especies (Bayley y Li, 1992). Cuando el flujo es de $100\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ se observa una atenuación en el área habitable, la cual corresponde con el llenado del caudal principal del río, con la pérdida de hábitats y nichos debido a las altas velocidades de la corriente en la zona central del canal principal del río lo que origina el arrastre de los peces, sedimentos y materia orgánica.

Un segundo incremento de menor magnitud en la relación hábitat-caudal (entre 160 y $210\text{m}^3\text{ s}^{-1}$) fue relacionado con el desbordamiento del río y la generación de una zona de agua somera de baja pendiente, con cubierta vegetal y presencia de vegetación sumergida en las orillas del río o llanura de inundación que incrementa los nichos o hábitats adecuados para el desarrollo de las diferentes especies de peces en la zona de inundación. Díaz-Pardo, *et al.* (1993), MacLeod, *et al.* (1995) y Jungwirth, *et al.* (2000), señalan que la presencia de vegetación en la llanura de inundación cambia el régimen de flujo aguas abajo y representa un factor relacionado con el desplazamiento de las comunidades de peces que huyen de los caudales altos del río en el canal principal en forma coincidente con el Río Santiago. Cole (1994), señala que la vegetación riparia es también un factor importante en la atenuación de la irradiación y la temperatura en los ríos. Los cambios en la profundidad del Río Santiago puede reducir también la depredación intensa de los grandes peces, y por lo mismo estas zonas son utilizadas como áreas de crianza por muchas especies, donde la riqueza específica y la diversidad se

incrementan. Las zonas de inundación han sido ampliamente reconocidas como hábitats altamente productivos sobre todo para las especies que se encuentran amenazadas o en peligro (Spence, *et al.* 1996).

Asimismo, Schiemer (2000) señala que la calidad ecológica en un río no depende solamente de las propiedades estructurales, sino también de las interrelaciones entre la geomorfología y la hidrología del río. La fluctuación en el nivel del agua conduce en los ríos a un continuo cambio en la posición de los microhábitats y determinan la disponibilidad, conectividad y calidad de los refugios en cada microhábitat.

El análisis multivariado señala la importancia de asegurar la presencia de tres tipos de ambientes.

- Las zonas de vegetación sumergida y aguas someras donde son abundantes las especies pequeñas (poecílidos) y detritófagas u omnívoras que se desplazan hacia los sitios someros y áreas de inundación con velocidades de corriente moderadas a bajas, donde existe alta sedimentación y permanencia de alimentos alóctonos.
- Áreas profundas de rocas y peñascos para las especies depredadoras, nidificadoras y territoriales, que prefieren zonas con pared abrupta y sustrato rocoso con altos contenidos de oxígeno y sólidos disueltos que favorecen el establecimiento de comunidades planctónicas y la permanencia de insectos en la superficie.
- Lugares arenosos de poca profundidad alta velocidad de la corriente con materia orgánica en constante suspensión o zonas de corrientes rápidas.

La reducción drástica en el flujo del río puede modificar la abundancia de una o más especies si las áreas de inundación y la vegetación de la ribera disminuyen o desaparecen. Un decrecimiento constante en el flujo del río podría reducir las áreas rocosas afectando a las grandes especies depredadoras y territoriales que prefieren las áreas profundas con sustrato rocoso para la crianza y anidación. Un incremento repentino y descontrolado en el flujo del río puede erosionar el sustrato, y barrer la comunidad de invertebrados que son la fuente primordial de alimento para los peces. Asimismo, puede afectar la cubierta vegetal tan

importante para las diferentes actividades de los peces, modificando la abundancia y diversidad (González-Villela, 2007). Fraser (1972) y Ward y Tockner (2001) señalan que la relación entre la descarga y la diversidad de especies es una característica propia de las zonas de inundación.

En el Río Santiago la expansión y retraimiento de las aguas se encuentra relacionada con las épocas de lluvias. En el invierno se da el periodo de mayor retraimiento del río con el predominio los procesos hidrológicos subsuperficiales y la máxima fragmentación del hábitat. En el verano la expansión del canal es máxima, los procesos hidrológicos predominan, los aportes superficiales y someros son mayores, la temperatura se incrementa especialmente en zonas donde el dosel y la zona de inundación son escasas, en forma contrastante con los ríos de las zonas templadas donde el deshielo es la fuente principal de agua y la máxima expansión se efectúa al inicio de la primavera (González-Villela, 2007).

La aproximación multivariada para la evaluación física de los ríos proporciona una perspectiva integrativa de la operación ecológica del sistema ripario, así como para el estudio e investigación de los procesos ecológicos, aspectos esenciales en la generación de iniciativas para el manejo y la conservación (Verdonschot, 2000).

En el Río Santiago los requerimientos de flujo para los peces, la calidad del agua y la simulación de las curvas de disponibilidad para predecir los cambios de microhábitat cuando cambia el caudal en el río, se utilizaron para recomendar un régimen de flujo para el manejo de la presa Aguamilpa y San Rafael (Tabla 3). Así como, las condiciones hidrológicas actuales e históricas de la siguiente manera:

- Para un patrón general de caudales post-regulación se requiere una descarga promedio mensual estable de $64\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ durante los periodos de manejo y regulación como caudal mínimo óptimo.
- En la época de secas marzo-mayo flujos mínimos de $40\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ sobre todo cuando el recurso es limitado.
- En junio y julio caudales de $200\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ para la conservación de la llanura de inundación.
- En agosto (en el pico de las lluvias) flujos

entre $350\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ y $500\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ como caudal máximo para mantener y conservar la estructura del río y la llanura de inundación (sobre todo cuando las condiciones climáticas y la producción hidroeléctrica requiere del vaciado rápido de la presa).

- En diferentes épocas del año caudales entre 300 y $500\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ estimados como ecológicos o ambientales, pueden remover sedimentos del fondo y vegetación excesiva acumulada en el fondo, estos caudales son algunas veces necesarios para la conservación morfológica del río y la zona de inundación y con la finalidad de mantener también la cubierta vegetal de los corredores fluviales. Sin embargo, este régimen de flujos debe ser implementado de forma flexible de manera que sea posible efectuar los ajustes necesarios para la adecuada operación del reservorio (González-Villela y Banderas, 2007).

Conclusiones

El método de Tennant modificado, el modelo de simulación del hábitat y los análisis multivariados señalaron que la distribución y abundancia de las especies en el tramo de río estudiado puede explicarse en orden de importancia por la variación ambiental de la composición fisicoquímica del agua, la velocidad de la corriente, el substrato, la profundidad y la vegetación terrestre, variables que son susceptibles a las variaciones naturales de los cauces, y/o a la variación artificial provocada por el manejo de los caudales de descargas de las presas.

La complejidad de los ecosistemas requiere de la participación de la ecología en la administración de los ríos.

Los análisis del hábitat difieren unos de otros: por los objetivos del estudio, en la forma en que se obtiene la información, los métodos de análisis aplicados y las variables involucradas. La complejidad de los métodos varía según el enfoque y las escalas de aproximación y la información que proporcionan es muy útil a diferentes niveles. Las políticas de manejo deben evaluar adecuadamente los problemas sociales,

políticos, económicos y ambientales para no generar conflictos entre usuarios.

Referencias.

- Álvarez, J., 1970. *Peces Mexicanos* (Claves). Sec. Ind. Com. Direc. Gral. de Pesca e Ind. Conexas. 166 pp.
- Bayley, P. B. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 45(3):154-163.
- Bovee, K. D., 1986. *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*. National Ecology Center. Division of Wilde and Contaminant Research. Fish and Wilde Service. US Department of Interior. Washington, DC. 233 pp.
- Bunn, S. E. & P. M. Davies, 2000. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423: 61-70.
- Castro-Aguirre, J. L., 1978. *Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México, con aspectos zoogeográficos y ecológicos*. Dirección General del Instituto Nacional de la Pesca. Serie Científica No. 19 a 29. México.
- Cole, G. A. 1994. *Textbook of limnology*. 4th ed. Waveland Press. Prospect Heights. Illinois. USA.
- Comisión Nacional del Agua. 1994. *Archivos de Información Actualizada a 1994 de estaciones hidrométricas y entradas a las presas*. CONAGUA. México.
- Davis R. y R. Hirji, 2003. *Water Resources and Environment Technical Note C.1. Environmental Flows: Concept and Methods*. Series Editions. The World Bank, Washington, D.C.
- Díaz-Pardo E., J. Paulo-Maya y E. Soto-Galera, 1996. *Monitoreo de la ictiofauna posterior a la construcción de la PH. Zimapán*. Informe final.
- Dyson, M., G. Bergkamp y J. Scanlon, 2003. *Flows*. Editorial UICN. Reino Unido. 125 p.
- Fischer, S. y H. Kummer, 2000. Eof residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiología* 422/423: 305 – 317.
- Fraser, J.C., 1972. Regulated discharge and stream environment. En: *River Ecology and Man*. (Eds): Oglesby, R.T., C.A. Carlson y J.A. McCann. New York. p. 26-82.
- Galat, D. L. y R. Lipkin. 2000. Restoring ecological integrity of great rivers: historical hydrographs aid in defining reference conditions for the Missouri River. *Hydrobiologia* 422/423:29-48.
- García, R. E., R. González-Villela, P. Martínez A., J. Athala M. Y G. A. P. Soldán, 1999. *Guía de aplicación de los métodos de cálculo de caudales de reserva ecológicos en México*. Colección Manuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. 190p.
- González-Villela, R., 2007. Cálculo de caudales para la conservación del hábitat en ríos regulados por presas. En: *Bases Teóricas y Prácticas del Manejo Limnológico de las Presas Mexicanas: Hacia un Manejo Sustentable del Agua*. (Ed). Arredondo, F. J. L. Editorial. AGT.
- González-Villela, R. y A. Banderas Tarabay, 2007. Curvas de preferencia de hábitat para el cálculo de Caudales en ríos regulados por presas. Caso de Estudio: Río Santiago, Nayarit, México. En: *Las Aguas Interiores de México*. (Eds). De la Lanza E. G. y J. L. Calderón. Editorial AGT.
- Gustard, A. 1992. Analysis of River Regimes. (Eds). Calow and Petts. *The Rivers Handbook*, Vol. I. J. Wiley & Sons.
- Jungwirth, M., S. Muhar AND S. Schmutz. 2000. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* 422/423:85-97.
- Kendy E. 2006. *Ecological limits of hydrologic alteration. Integrating environmental flows with regional water management. The Nature Conservancy*. Sustainable Waters Program. Boletín. 1 – 4.
- King, J. y C. Brown, 2006. Environmental Flows: Stiking the balance between development and resource protection. *Ecology and Society* 11(2): 26 – 47.
- Lowe-MacConnell, R. H. 1975. *Fish communities in tropical freshwater*. Academic Press. New York XVII. London, Logman. 337 pp.
- MacLeod, W. D., C. K. Minns, A. Mathers y S. Mee, 1995. *An evaluation of biotic indices and habitat suitability scores for classifying littoral habitats, Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2334*. Minister of Supply and Services Canada. 26 p.
- Rodríguez Gutiérrez, M. 1992. Técnicas de evaluación cuantitativa de la madurez gonádica en peces. AGT Editor, S.A. México. 79p.
- Rosgen, D. L. 1996. *Applied river morphology*. Wildland Hydrology, Colorado, USA.
- Tharme R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Reserarch and Applications* 19. 397 – 441.
- Tennant, D. L. 1976. *Instream flow regimenes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources*. US Fish and Wild Life Service, Montana. USA.
- Schiemer, F. 2000. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 422/423:271-278.
- Schreck, C. y P. B. Moyle, 1990. *Methods for fish biology*. American Fisheries Society. Bethesda Maryland. 684 p.
- Spence, B. C., G. A. Lomnsky, R. M. Hughes y R. P. Novitski, 1996. An ecosystem approach to salmonid conservation. Mantech Environmental Research Service Corp. Corvallis, Oregon. USA.
- Ward, J. V. & K. Tockner, 2001. Biodiversity: Towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819.