

Revista EDUCATECONCIENCIA.
Volumen30, No.37
E-ISSN: 2683-2836
ISSN: 2007-6347
Periodo: Octubre-diciembre 2022
Tepic, Nayarit. México
Pp. 175-207
Doi: <https://doi.org/10.58299/edu.v30i37.585>

Recibido: 1 septiembre 2022
Aprobado: 20 de diciembre 2022
Publicado: 20 de diciembre 2022

**Impacto ecológico por descargas de aguas residuales hacia el río Mololoa
(Nayarit, México) en 12.5 km**

**Ecological impact of wastewater discharges towards the Mololoa river
(Nayarit, México) in 12.5 km**

Miguel Ángel Espinosa Rodríguez
Universidad Autónoma de Nayarit,
México. mangelespinosa@hotmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-8677-2671>

Impacto ecológico por descargas de aguas residuales hacia el río Mololoa (Nayarit, México) en 12.5 km

Ecological impact of wastewater discharges towards the Mololoa river (Nayarit, México) in 12.5 km

Miguel Ángel Espinosa Rodríguez
Universidad Autónoma de Nayarit, México.
mangelespinosa@hotmail.com

Resumen

El río Mololoa recibe descargas de aguas residuales altamente contaminantes de la ciudad de Tepic y de Xalisco, Nayarit. El objetivo de esta investigación fue evaluar la capacidad del río Mololoa para asimilar carga orgánica (DBO₅) a lo largo de 12.5 km, y calcular la carga transportada a través de la modelación matemática. Se realizaron muestreos en 7 puntos del río para analizar carga orgánica, nitrógeno, fósforo y oxígeno disuelto. Los resultados indican que el agua está contaminada y fuertemente contaminada en diferentes puntos según el ICA. Los puntos más contaminantes fueron las descargas de Xalisco y el rastro de Tepic, Nayarit, con DBO₅ de 130 mg/L y 288 mg/L respectivamente. De acuerdo con los resultados obtenidos con el modelo de Streeter-Phelps, a lo largo de los 12.5 km no se lograría una autodepuración adecuada del río, esto se alcanzaría hasta los 16 km a partir de la última descarga contaminante.

Palabras clave: *Eichhornia crassipes*, modelo de Streeter-Phelps, contaminación.

Abstract

The Mololoa river receives wastewater discharges highly polluting from the city of Tepic and Xalisco Nayarit. The objective of this investigation was to evaluate the capacity of the Mololoa river to assimilate organic load (BOD₅) along 12.5 km, and to calculate the transported load through mathematical modeling. Sampling was carried out at 7 points in the river to analyze organic load, nitrogen, phosphorus and dissolved oxygen. The results indicate that the water is contaminated and heavily contaminated at different points according to the WQI. The most contaminating points were the discharges of Xalisco and the slaughterhouse of Tepic, Nayarit, with BOD₅ of 130 mg/L and 158 mg/L respectively. According to the results obtained with the Streeter-Phelps model, an adequate autodepuration of the river would not be achieved throughout the 12.5 km, this would be achieved up to the 16 km from the last polluting discharge.

Key words: *Eichhornia crassipes*, Streeter-Phelps model, pollution.

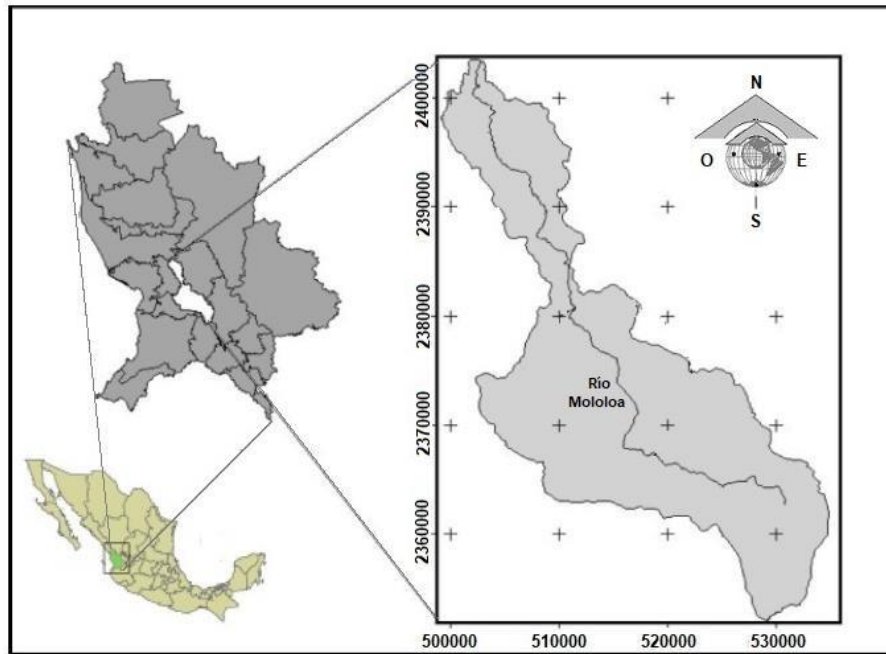
Introducción

El río Mololoa se localiza en la región hidrológica No.12 (Lerma-Santiago), y es el cuerpo de agua más importante que pasa por la ciudad de Tepic, capital del estado de Nayarit (Figura 1). La cuenca del río con una superficie de 622 km² abarca los municipios de Santa María del Oro (19%), Tepic (55%), Xalisco (24%) y Santiago Ixcuintla (2%). El río tiene una

longitud de 72 km desde su nacimiento hasta su desembocadura al río Santiago en el municipio de Santiago Ixcuintla; sus gastos máximos y medios anuales son de $53 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ y $5.11 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ respectivamente (INEGI, 2016).

Figura 1.

Cuenca del río Mololoa (Estado de Nayarit)



El río Mololoa recibe descargas de aguas residuales de diferentes localidades. Las descargas que más lo afectan son las provenientes de la ciudad de Tepic y de Xalisco, Nayarit; de estas ciudades, el río recibe descargas domiciliarias, pecuarias, agrícolas, de rastros, y de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que no operan eficientemente (Jáuregui *et al.*, 2007).

La primera PTAR construida en el municipio de Tepic, Nayarit, fue la PTAR “El Punto” la cual se construyó en 1993 para una población de 218,630 habitantes que estaban conectadas a la red de drenaje y era un sistema de tratamiento primario (no biológico), el cual no era eficiente para tratar el agua residual que en promedio era de 500 Ls^{-1} , es decir, que las descargas semitratadas continuaron contaminando el río Mololoa. Para el año 2009, el gobierno federal y estatal aportaron recursos para la rehabilitación, reestructuración y ampliación de la PTAR “El Punto”, para mejorar la eficiencia del tratamiento primario original. La planta comenzó a operar

el día 2 de marzo de 2010, con un tren de tratamiento biológico, y posteriormente con 3 trenes de tratamiento en el 2012 tratando eficientemente 750 L s^{-1} (Espinosa, 2011a).

En el año 2010 se construyó la segunda PTAR en la Cantera dentro de la zona conurbada de la ciudad de Tepic. El primer tren de tratamiento de la PTAR “La Cantera” inició sus operaciones en ese mismo año tratando 30 L s^{-1} de aguas residuales. El segundo tren de tratamiento se construyó e inició su operación en el año 2011, mientras que el tercer tren de tratamiento inició su construcción en 2013 y su operación en el año 2014. También en el año 2011 se construyó una nueva planta de tratamiento en Tepic, la PTAR “Oriente”. Esta planta fue inaugurada el 26 de abril de 2011.

En la actualidad, de las 3 PTAR mencionadas, 2 están operando con flujos muy por debajo de su gasto de diseño (El Punto y Oriente) y deficientemente (Espinosa, 2011a; Espinosa, 2011b). La PTAR “La Cantera”, trabaja un solo tren de tratamiento, es decir 30 L s^{-1} , cuando debería tratar 90 L s^{-1} (Espinosa, 2011c). De acuerdo a esta información, las aguas que se descargan al río Mololoa de las 3 PTAR siguen contaminadas. El problema en las 3 PTAR es la falta de mantenimiento a los equipos que componen el proceso.

El caso más grave son las descargas de aguas residuales de la ciudad de Xalisco, la cual no recibe ningún tratamiento, y se descargan directamente al río Mololoa contaminándolo aún más. En Xalisco se tiene una PTAR en el que su sistema de tratamiento no involucra un tratamiento biológico, por lo que el agua que descarga esa planta no cumple con la normatividad ambiental. Esta PTAR ya fue sobrepasada en su gasto de diseño, es decir, que la cantidad de agua residual que llega a su proceso, es mucho mayor para el que fue diseñada. Además, es un proceso obsoleto, por lo que se requiere construir un nuevo sistema de tratamiento.

En este contexto, el objetivo de este trabajo es realizar un diagnóstico de la capacidad que tiene el río Mololoa, para asimilar la gran contaminación producida por las descargas de aguas residuales que se vierten al río en un tramo de 12.5 km dentro de la ciudad de Tepic, Nayarit.

Situación problemática

En el río Mololoa, se observan descargas de aguas residuales de origen municipal, industrial, de granjas porcinas y ganaderas, así como de rastros. Los registros de indicadores de calidad del agua reportados por CONAGUA entre los años 1992 - 2000, señalan que el índice de

calidad del agua (ICA) del río a la altura de Pantanal (antes de su ingreso a Tepic), resultó de 62.5, interpretándose este valor como agua poco contaminada; por otra parte, el ICA en la Escondida (después de Tepic), fue de 36.3, indicando un agua contaminada (Jáuregui *et al.*, 2007). Entre los años 2012-2015 CONAGUA registró otros resultados del ICA (Tabla 1); al respecto, se muestrearon 3 puntos en el río Mololoa (Pantanal, Xalisco y la Escondida), los cuales no cumplieron con la calidad requerida clasificándolos como fuertemente contaminados en materia de coliformes fecales (12,000 – 24,000 NMP/100 mL) (Comisión Nacional del Agua, CONAGUA, 2016).

Tabla 1.

Índices de calidad del agua

Parámetros	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	E. COLI (NMP/100 mL)
Excelente	≤ 10	≤ 3	≤ 25	≤ 100
Buena calidad	10 <DQO ≤ 20	3 <DBO ≤ 6	25 <SST ≤ 75	100 <CF ≤ 200
Aceptable	20 <DQO ≤ 40	6 <DBO ≤ 30	75 <SST ≤ 150	200 <CF ≤ 1 000
Contaminada	40 <DQO ≤ 200	30 <DBO ≤ 120	150 <SST ≤ 400	1000 <CF ≤ 10 000
Fuertemente contaminada	> 200	> 120	> 400	> 10 000

DQO = Demanda química de oxígeno; DBO = Demanda bioquímica de oxígeno; SST = Sólidos suspendidos totales; E. COLI = Coliformes fecales

Antecedentes

En condiciones normales un río puede autodepurarse, pero a medida que la contaminación aumenta, los desechos no pueden ser degradados, haciendo que el contenido de oxígeno disuelto (OD) disminuya drásticamente hasta producir anoxia, y que el río por ausencia de oxígeno ya no tenga capacidad de mantener el equilibrio ecológico. La autodepuración es directamente proporcional a la velocidad de la corriente, es decir, sí el río lleva aguas rápidas y constantemente saturado de oxígeno puede autodepurarse mucho más rápido que uno de aguas lentas, que no presenta esas mismas condiciones de oxigenación (Quiroz *et al.*, 2016).

En un río, la interrelación de la desoxigenación del agua contaminada y su reoxigenación a partir de la atmósfera, crea un perfil de déficit de OD a lo largo del cauce. Cada río tiene su propio mecanismo de autodepuración para cada elemento potencialmente contaminante

biodegradable. Para modelar la concentración de OD de un río, es esencial conocer la cinética de DBO, el modelo de Streeter-Phelps utiliza estos dos parámetros para medir la carga contaminante en un río (Nuruzzaman *et al.*, 2018).

El modelo de Streeter-Phelps (Chapra, 1997), considera algunas simplificaciones de importancia como son: 1) Existe mezclado completo en la dirección perpendicular al flujo, por lo que los residuos están uniformemente distribuidos en la sección transversal del río. 2) No hay mezclado en la dirección del flujo, lo que es razonable cuando el río no es extremadamente turbulento. 3) Condiciones de estado estacionario, es decir, las condiciones en un punto dado de la corriente no cambian con el tiempo. 4) Los efectos de las plantas acuáticas y depósitos de fango son despreciables. De acuerdo a estos puntos, el modelo del río se reduce al de flujo pistón (Figura 2).

Realizando un balance de materia del modelo de Streeter-Phelps con base a la Figura 2, se llega a tres ecuaciones importantes partiendo del modelo matemático para la curva de la DBO.

$$L_t = L_0 e^{-K_d t} \quad (1)$$

$$L = L_0 (1 - e^{-K_d t}) \quad (2)$$

Donde: L_t (DBO remanente en el tiempo “t”), L (DBO₅ de la mezcla), L_0 (DBO última), K_d (coeficiente de descomposición) y t (tiempo).

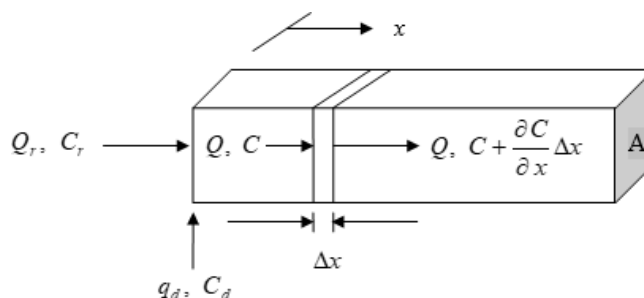
Bajo condiciones de estado estacionario $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$ en cualquier punto, y a través del balance de masa en un sistema cerrado, se obtiene el déficit de oxígeno mediante la ecuación 3.

$$D = D_0 e^{-\frac{K_r - K_d}{v} x} + \frac{K_d L_0}{K_r - K_d} \left[e^{-\frac{K_r - K_d}{v} x} - e^{-\frac{K_d}{v} x} \right] \quad (3)$$

Donde: D (déficit de oxígeno después de un tiempo “t”), D_0 (déficit de oxígeno inicial), K_r (coeficiente de reoxigenación), x (distancia recorrida del río) y v (velocidad del flujo).

Figura 2.

Modelo de flujo pistón empleado en el análisis de un río



Donde: Q_r (caudal del río, m^3s^{-1}), C_r (concentración del constituyente en el río antes del mezclado, mgL^{-1}), q_d (flujo de agua residual, m^3s^{-1}), C_d (concentración del constituyente en el agua residual, mgL^{-1}), Q (caudal del río entrante y saliente con respecto al elemento de volumen Δx , m^3s^{-1}), C (concentración del constituyente en el río entrante y saliente con respecto al elemento de volumen Δx , mgL^{-1}) y A (área de la sección transversal de la corriente en el río (m^2)).

A partir de la ecuación 3, se puede determinar el punto crítico (x_c) con la ecuación 4, donde la velocidad de desoxigenación es igual a la velocidad de reoxigenación atmosférica y aguas abajo de este punto, el OD aumenta debido a que es mayor la velocidad de reaeración que la de desoxigenación. Finalmente, la corriente no muestra ningún efecto debido a la descarga (q_d). Este es el fenómeno conocido como autodepuración. Con el valor de x_c , se obtiene el tiempo crítico t_c a través de la ecuación 5.

$$x_c = \frac{v}{K_r - K_d} \ln \left[\left(1 - D_0 \frac{(K_r - K_d)}{L_0 K_d} \right) \frac{K_r}{K_d} \right] \quad (4)$$

$$t_c = \frac{x_c}{v} \quad (5)$$

Donde: x_c (distancia crítica recorrida del río), v (velocidad del flujo), K_r (coeficiente de reoxigenación), K_d (coeficiente de desoxigenación), D_0 (déficit de oxígeno inicial), L_0 (DBO última) y t_c (tiempo crítico).

Algunos valores típicos del coeficiente de desoxigenación (K_d) basado en el nivel de tratamiento de las aguas residuales se muestran en la Tabla 2 (Chapra, 1997). Metcalf y Eddy, (1994), recomienda valores de K_d entre 0.15 y 0.49 d^{-1} para ríos a 20°C, y valores del coeficiente de reoxigenación (K_r) en corrientes de agua los cuales se muestran en la Tabla 3.

Tabla 2.

Valores de K_d en función del tipo de agua

Tratamiento	K_d a 20°C (d^{-1})	
	Promedio	Rango
No tratada	0.35	0.20 – 0.50
Tratada	0.20	0.10 – 0.30
Lodos activados	0.075	0.05 – 0.10

Tabla 3.

Valores de K_r en corrientes de agua

Tipo de corriente	K_r a 20°C (d^{-1})
Pequeñas charcas y aguas estancadas	0.10 - 0.23
Corrientes de lento discurrir y grandes lagos	0.23 – 0.35
Corrientes grandes de poca velocidad	0.35 – 0.46
Corrientes grandes de velocidad moderada	0.46 – 0.69
Corrientes rápidas	0.69 – 1.15
Rápidos y cascadas	> 1.15

Objetivo

El objetivo de esta investigación fue evaluar la capacidad del río Mololoa para asimilar carga orgánica (autodepuración) a lo largo de 12.5 km dentro de la ciudad de Tepic, Nayarit, midiendo la cantidad de carga contaminante (DBO_5) que se vierte al río y compararla con el ICA y los límites máximos permisibles marcados en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Diario Oficial de la Federación [DOF], 1997), para finalmente calcular la carga transportada del río a través del modelo de Streeter-Phelps.

Materiales y métodos

Participantes

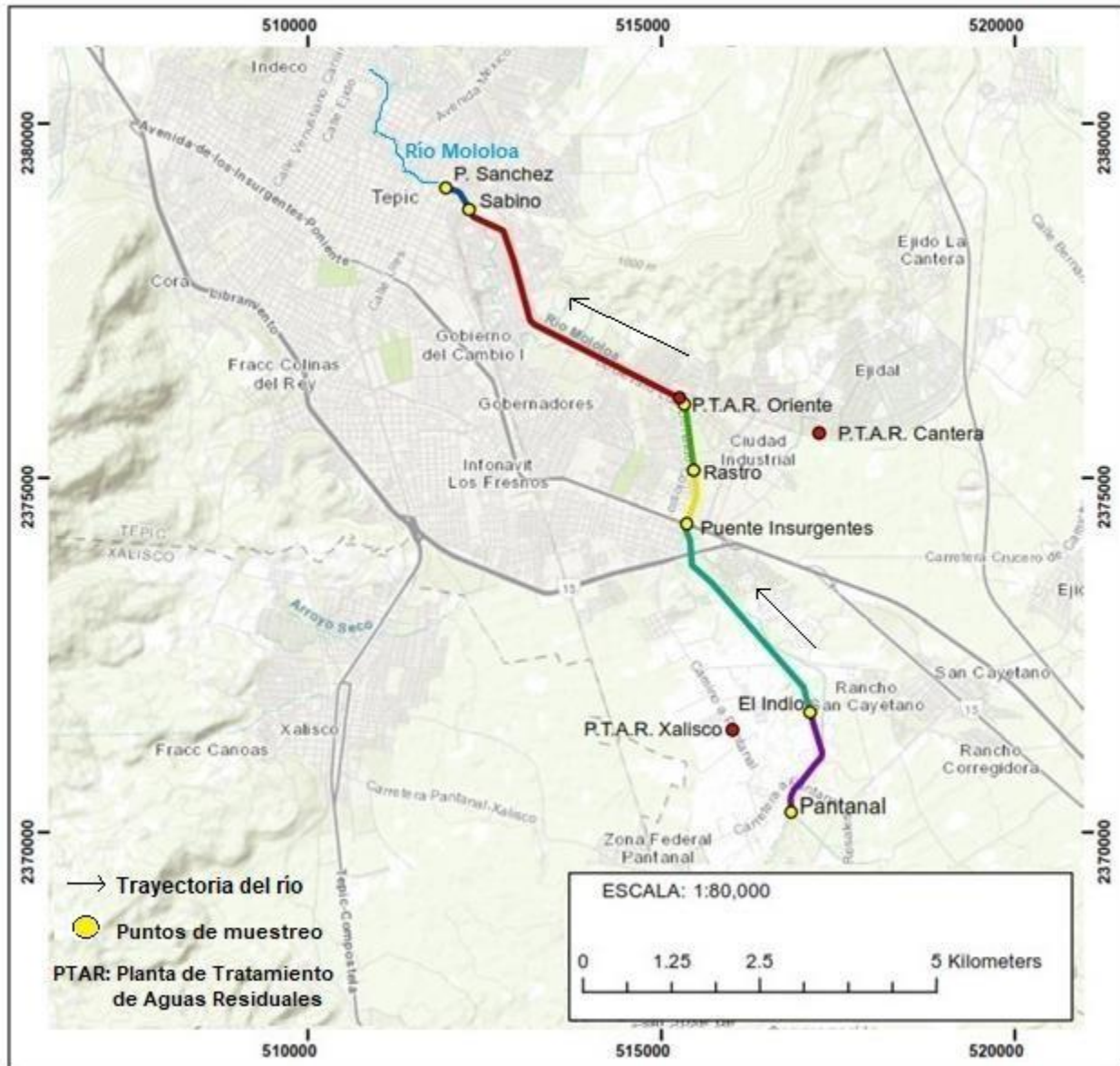
Se realizó un muestreo a lo largo de 12.5 km del río Mololoa entre el puente de Pantanal y el puente P. Sánchez. Se muestrearon los siguientes puntos: Puente Pantanal, Descarga de Xalisco (El Indio), Puente Insurgentes, Descarga del Rastro, Descarga de la Cantera (PTAR Oriente), Descarga el Sabino y Puente P. Sánchez (figura 3). Son 4 descargas contaminantes con gran flujo y 3 puentes vehiculares que sirvieron para observar gradualmente la autodepuración del río. El muestreo manual fue del tipo compuesto diurno de 12 horas (muestra de 1 litro cada 2 horas) durante 6 días en temporada de estiaje (4 al 9 junio de 2019). Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de la PTAR “El Punto” En algunas estaciones de muestreo se obtuvieron los flujos en el río con un molinete de hélice, en otros puntos se hizo con un balance de flujo.

Técnicas e instrumentos

En los puntos de muestreo (Figura 3), se determinaron los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (N_{TOTAL}), fósforo total (P_{TOTAL}) sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos sedimentables (S_{SED}), los cuales fueron determinados siguiendo los procedimientos de métodos estándar para el análisis de aguas residuales (American Public Health Association [APHA], 2005). El oxígeno disuelto (OD), la temperatura (T) y el pH se determinaron en campo con un equipo portátil Thermo Scientific Marca Orión 3 Star. La DQO, N_{TOTAL} y P_{TOTAL} fueron analizados con un digestor Hach DRB 200 y un espectrofotómetro Hach DR 2800.

Figura 3.

Área de estudio y puntos de muestreo



Procedimiento

Para desarrollar el modelo y considerando que las descargas exhiben temperaturas, cargas orgánicas y flujos significativamente diferentes a la del agua del río Mololoa, se realizaron balances de oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y temperatura (T) suponiendo mezclado completo (Chapra, 1997). El OD en la mezcla río-descarga se calculó con la ecuación 6, donde Q es el flujo medido en un punto dado (m³s⁻¹).

$$OD_{Mezcla} = \frac{(Q_1 OD_1 + Q_2 OD_2)}{(Q_1 + Q_2)} \quad (6)$$

La temperatura de la mezcla (T_{Mezcla}) río-descarga se obtuvo con la ecuación 7.

$$T_{Mezcla} = \frac{(Q_1 T_1 + Q_2 T_2)}{(Q_1 + Q_2)} \quad (7)$$

El valor de la DBO_5 de la mezcla (DBO_{Mezcla}) río-descarga se obtuvo con la ecuación 8.

$$DBO_{Mezcla} = \frac{(Q_1 DBO_1 + Q_2 DBO_2)}{(Q_1 + Q_2)} \quad (8)$$

Como el modelo de Streeter-Phelps está en función de la DBO última ($DBO_U = L_0$), la DBO_{Mezcla} fue convertida a DBO_U , utilizando la ecuación 2.

$$L_0 = \frac{DBO_{Mezcla}}{(1 - e^{-K_d t})} \quad (9)$$

El déficit de oxígeno inicial (D_0) se calculó con la ecuación 10, donde $C_{S,T}$ es la concentración de saturación a cierta temperatura (mgL^{-1}).

$$D_0 = C_{S,T} - OD_{Mezcla} \quad (10)$$

Así también, como los coeficientes de descomposición (K_d) y de reoxigenación (K_r) varían con la temperatura, éstas se corrigieron con la ecuación 11 de Arrhenius Van't Hoff.

$$K_T = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad (11)$$

Donde: $\theta = 1.047$ para desoxigenación y $\theta = 1.024$ para reoxigenación.

Resultados y discusiones

Resultados de caracterización

Los resultados promedio de las estaciones muestreadas se muestran en la Tabla 4: Puente Pantanal (E₁), Descarga de Xalisco (El Indio) (E₂), Puente Insurgentes (E₃), Descarga del Rastro (E₄), Descarga de la Cantera (PTAR Oriente) (E₅), Descarga el Sabino (E₆) y Puente P. Sánchez (E₇). Con estos resultados, se hizo un diagnóstico del potencial de contaminación en cada estación comparándolo con los límites máximos permisibles (LMP) marcados en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Tabla 5) en el caso de descargas, y con el ICA establecido por CONAGUA (Tabla 1).

Tabla 4.
Resultados promedio en estaciones de muestreo

Estaciones	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅	E ₆	E ₇
Parámetros							
pH	6.88	7.1	6.6	7.8	6.9	7.6	6.7
T(°C)	25.1	25.2	25.2	26.8	24.9	24.5	24.9
OD (mg/L)	0.513	0.0	1.93	0.0	1.48	1.77	0.9
S _{SED} (mL/L)	0.1	3.3	0.1	6.1	0.6	0.1	0.1
SST (mg/L)	31.5	114.0	37.5	1 205	29.5	59.0	100.5
P _{TOTAL} (mg/L)	3.45	20.3	2.15	31.2	1.3	3.1	1.9
N _{TOTAL} (mg/L)	3.0	48.5	18.5	53.0	13.1	8.2	7.3
DQO (mg/L)	89.0	287.0	28.5	876.7	51.0	99.5	62.3
DBO ₅ (mg/L)	42.7	130.0	8.2	288.0	15.5	29.9	18.4

pH = Potencial de hidrógeno; T = Temperatura; OD = Oxígeno disuelto; S_{SED} = Sólidos sedimentables; SST = Sólidos suspendidos totales; P_{TOTAL} = Fósforo total; N_{TOTAL} = Nitrógeno total; DQO = Demanda química de oxígeno; DBO₅ = Demanda bioquímica de oxígeno

Tabla 5.
Límites máximos permisibles (DOF, 1997)

Parámetros	LMP diario	LMP mensual
	Protección de vida acuática	Protección de vida acuática
T (°C)	40	40
pH	5 a 10	5 a 10
S _{SED} (mL/L)	2.0	1.0
SST (mg/L)	60.0	40.0
DBO ₅ (mg/L)	60.0	30.0
N _{TOTAL} (mg/L)	25.0	15.0
P _{TOTAL} (mg/L)	10.0	5.0

T = Temperatura; pH = Potencial de hidrógeno; S_{SED} = Sólidos sedimentables; SST = Sólidos suspendidos totales; DBO₅ = Demanda bioquímica de oxígeno; N_{TOTAL} = Nitrógeno total; P_{TOTAL} = Fósforo total

Puente Pantanal (E₁). En este punto de muestreo, de acuerdo al ICA (Tabla 1), los resultados obtenidos indican que el agua está contaminada de acuerdo a la DBO₅ y DQO, y de buena calidad según los SST.

Según Jáuregui *et al.*, (2007), entre los años 1992-2000, el ICA del río a la altura del poblado de Pantanal indicó un agua poco contaminada con aptitud para todos los usos, salvo las restricciones necesarias para cada actividad. Entre los años 2012-2015 el ICA en ese mismo punto indicó un agua fuertemente contaminada en materia de DBO₅, DQO y coliformes fecales (CONAGUA, 2016). En este sentido se observa un grave deterioro de la calidad del agua del río Mololoa a la altura de Pantanal después del año 2012. La concentración de OD de 0.513 mg/L, implica descargas provenientes de lagunas de oxidación de la población de Pantanal (3 150 habitantes). Este sistema lagunar, según lo observado, no está funcionando de manera óptima, le falta mantenimiento y los olores son desagradables.

Descarga de Xalisco (E₂). Los resultados mostrados en la Tabla 4 indican que se encuentra dentro de los LMP (Tabla 5) con respecto a sólo dos parámetros, T y pH, mientras que en los demás está fuera del límite. Un parámetro importante de esta descarga, es el OD, el cual fue de 0.0 mg/L, indicando que el grado de contaminación con respecto a la carga orgánica es muy grande, de tal manera que en el momento en que ocurre la descarga de agua residual, inicia la descomposición biológica en la cual se consume oxígeno. Otros parámetros interesantes que tienen que ver con el grado de contaminación de la descarga de Xalisco, son el nitrógeno total

(N_{TOTAL}) y el fósforo total (P_{TOTAL}) los cuales estuvieron en 48.5 mg/L y 20.3 mg/L, respectivamente.

Los resultados obtenidos en este punto, tienen que ver con la baja eficiencia de remoción de contaminantes de la PTAR de la ciudad de Xalisco, cuya población es de 60 000 habitantes. Esta PTAR es un sistema de tratamiento del tipo película fija. Durante las visitas a la zona de descarga de la estación de muestreo, se observó un flujo bastante contaminado, y es que aquí descargan las aguas residuales de granjas porcinas, rastros, industria de lácteos, entre otras, las cuales tienen concentraciones muy altas de carga orgánica. En el caso de descargas de aguas residuales de rastros, por ejemplo, el promedio de la DBO_5 tiene un rango de 1 200 – 7 000 mg/L (Myrtaj *et al.*, 2018).

Con respecto a la PTAR de Xalisco, los sistemas de película fija (biodiscos o filtros percoladores), no tienen mucha capacidad para tratar concentraciones de carga orgánica, nitrógeno y fósforo muy altas, esto se observó en la PTAR “El Punto” ubicada en la ciudad de Tepic, Nayarit, en la que el sistema de tratamiento con filtros percoladores trabaja eficientemente con concentraciones promedio de DBO_5 de 200 mg/L, pero cuando la concentración aumenta, empieza a disminuir la eficiencia de tratamiento (Espinosa *et al.*, 2019).

De acuerdo al ICA (Tabla 1), los resultados indican un agua fuertemente contaminada de acuerdo a la DBO_5 y DQO, y aceptable según la concentración de SST. En la Figura 4, se presentan imágenes donde se observa el grado de contaminación, nótese la muerte de peces a orilla del río. Por otra parte, la proliferación de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) río abajo del punto de descarga, es posible que esté relacionado al contenido de nitrógeno y fósforo en las aguas residuales descargadas (Figura 5). De la estación Pantanal a la descarga Xalisco hay una distancia de 1.7345 km.

Figura 4.

Aspecto del agua del río en el sitio de descarga de Xalisco (E₂)



Figura 5.

*Proliferación de *Eichhornia crassipes* en río Mololoa*



Entre los años 2012-2015 en la descarga de Xalisco se presentó un agua fuertemente contaminada en materia de DBO₅, DQO y coliformes fecales (CONAGUA, 2016). Esto indica que en este punto se han descargado aguas residuales directamente y sin tratamiento al río Mololoa desde antes del año 2012, ya que la PTAR de Xalisco tiene un sistema de filtros percoladores de baja carga, sedimentadores secundarios y filtros de arena, los cuales no funcionan adecuadamente debido al aumento de la carga contaminante por el crecimiento de la población de Xalisco y a las descargas de la industria de carnes, aves y lácteos.

En materia de impacto ambiental, para erradicar los potenciales de eutrofización en ríos donde el flujo no es turbulento, las PTAR de las grandes ciudades, deben llevar sus sistemas de tratamiento a una nitrificación vigorosa y hasta la desnitrificación para eliminar los compuestos del nitrógeno. Existen varias razones importantes que justifican la eliminación de los compuestos del nitrógeno y fósforo de las aguas residuales antes de su descarga a cuerpos de agua:

- ▶ Los nitratos y los fosfatos juegan un papel importante como nutrientes en el proceso de eutrofización, involucrando el crecimiento de lirio acuático. Aunque una cierta productividad del lirio es necesaria para sostener la cadena alimenticia en un ecosistema acuático, el crecimiento en exceso puede llevar a un severo deterioro del cuerpo de agua (Ramos, 2018).
- ▶ Los compuestos orgánicos de nitrógeno exigen una demanda de oxígeno y bajo condiciones ambientales favorables, se convierten en nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+). El N-NH_4^+ se oxida a nitritos (N-NO_2^-) y finalmente a nitratos (N-NO_3^-). En estas reacciones químicas se produce una demanda de oxígeno, en consecuencia, se consume OD en las aguas receptoras causando de esta forma un efecto perjudicial sobre la flora y fauna. El N-NH_4^+ es tóxico para la vida acuática, mientras que el N-NO_3^- es relativamente tóxico y tiende a inhibir el crecimiento de muchas bacterias después de alcanzar una cierta concentración (Espósito *et al.*, 2016).

Henze *et al.*, (2002), clasificó las aguas residuales sin tratar en cuatro grupos principales: concentrado, moderadamente concentrado, diluido y muy diluido (Tabla 6). Posteriormente, Chmielowski *et al.*, (2016), elaboraron una nueva clasificación compuesta de 5 categorías: muy

concentrado, concentrado, moderadamente concentrado, diluido y muy diluido (Tabla 7). En este contexto, el agua residual descargada en la estación Xalisco se categoriza como concentrada en P_{TOTAL} , moderadamente concentrada en N_{TOTAL} , diluido en DQO y DBO_5 y muy diluido en SST (Tabla 6). Con base en la Tabla 7, la DQO y DBO_5 estarían en la categoría IV (diluido), el N_{TOTAL} en la categoría III (moderadamente concentrado), el P_{TOTAL} en la categoría I (muy concentrado) y los SST en la categoría V (muy diluido).

Otra forma de ver el problema de contaminación de la descarga de Xalisco es a través de la concentración de indicadores de contaminación, lo cual está estrechamente relacionado con la descomposición biológica de las aguas residuales. La tendencia histórica y los valores conocidos en la literatura indican que la relación DQO/DBO_5 , para aguas residuales domésticas está entre $2.0 < DQO/DBO_5 < 2.2$ (WERF, 2003). El resultado obtenido de DQO/DBO_5 en la descarga de Xalisco fue de 2.4, lo cual indica que el agua residual no es 100 % de origen doméstico, pero sí biodegradable, por lo cual requiere de un tratamiento eficaz para eliminar la carga orgánica, nitrógeno y fósforo, tal como el de un sistema de lodos activados (Chmielowski *et al.*, 2016).

Tabla 6.

Concentración promedio de indicadores de contaminación en aguas residuales sin tratar

Indicador	Concentración de aguas residuales (mg/L)			
	Concentrado	Moderadamente concentrado	Diluido	Muy diluido
DBO_5	350	250	150	100
DQO	740	530	320	210
SST	450	300	190	120
N_{TOTAL}	80	50	30	20
P_{TOTAL}	14	10	6	4

DBO_5 = Demanda bioquímica de oxígeno; DQO = Demanda química de oxígeno; SST = Sólidos suspendidos totales; N_{TOTAL} = Nitrógeno total; P_{TOTAL} = Fósforo total

Tabla 7.

Categorías de aguas residuales sin tratar según concentración de indicadores

Concentración de aguas residuales (mg/L)					
Indicador	Categoría I Muy concentrado	Categoría II Concentrado	Categoría III Moderadamente concentrado	Categoría IV Diluido	Categoría V Muy diluido
DBO ₅	$X_i \geq 450$	$450 > X_i \geq 300$	$300 > X_i \geq 200$	$200 > X_i \geq 125$	$X_i < 125$
DQO	$X_i \geq 800$	$800 > X_i \geq 635$	$635 > X_i \geq 425$	$425 > X_i \geq 265$	$X_i < 265$
SST	$X_i \geq 500$	$500 > X_i \geq 375$	$375 > X_i \geq 245$	$245 > X_i \geq 155$	$X_i < 155$
N _{TOTAL}	$X_i \geq 90$	$90 > X_i \geq 65$	$65 > X_i \geq 40$	$40 > X_i \geq 25$	$X_i < 25$
P _{TOTAL}	$X_i > 16$	$16 > X_i > 12$	$12 > X_i > 8$	$8 > X_i > 5$	$X_i < 5$

DBO₅ = Demanda bioquímica de oxígeno; DQO = Demanda química de oxígeno; SST = Sólidos suspendidos totales; N_{TOTAL} = Nitrógeno total; P_{TOTAL} = Fósforo total

Puente Insurgentes (E₃). Los resultados en este punto resultan muy interesantes (Tabla 4), ya que se debería esperar un cierto grado de polución por la descarga fuertemente contaminada de Xalisco. De acuerdo al ICA (Tabla 1), los resultados indican que, el agua es aceptable de acuerdo a la DBO₅ y DQO, y de buena calidad según los SST. Del punto de descarga de Xalisco al Puente Insurgentes hay una longitud de 3.5399 kilómetros, lo cual sugiere que en esta distancia la carga contaminante disminuye, sin embargo, el proceso de autodepuración que se da en este tramo, tiene que ver con el lirio acuático o jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) que prolifera en estos 3.5 km (Figura 5).

El crecimiento de *Eichhornia crassipes* en el tramo E₂ – E₃, se ve favorecido por aguas ricas en nutrientes, especialmente por nitrógeno y fósforo. La biomasa del lirio acuático puede duplicarse en pocas semanas, lo que genera la aparición de abundantes colonias flotadoras. No existe duda de que la obstrucción de muchos ríos con estas plantas, es consecuencia directa de la contaminación con aguas residuales, pero también, la experiencia puso de manifiesto que las plantas acuáticas flotantes, con sus raíces especiales, son en realidad el mejor sistema de filtro biológico para extraer contaminantes (Guevara & Ramírez, 2015).

Una cantidad importante de especies han sido empleadas en sistemas de tratamiento, y en proyectos de investigación a escala real y a escala laboratorio, siendo el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) la macrófita de mayor interés. Con esta especie de acuerdo con los

reportes de la literatura, se alcanza reducciones de DBO_5 de 95 %, DQO de 90.2 %, SST entre 21 % y 91 %, P_{TOTAL} de 91.7 % y N_{TOTAL} de 98,5 % siendo este último el contaminante con mayor remoción (Martelo & Lara, 2012). Vizcaíno & Fuentes, (2016), trabajaron en un sistema de tratamiento de flujo horizontal con plantas flotantes (*Eichhornia crassipes*) en el que se redujo la concentración de DBO_5 hasta un 83.7 %, DQO 63.9 %, SST 100 %, N_{TOTAL} 66.6 %, y fosfatos 20 %. También, con esta especie se ha removido cadmio (Mero *et al.*, 2019), plomo (Quispe *et al.*, 2017), arsénico y cromo (Caviedes *et al.*, 2016).

Si bien es cierto, que la proliferación de lirio acuático en el río Mololoa ayuda en el tratamiento de sus aguas, también hay que hacer notar, que una cantidad excesiva de esta especie, ocasiona un déficit de oxígeno y condiciones anaerobias, y por tanto los olores putrefactos debido a los gases de metano (CH_4) y sulfuro de hidrógeno (H_2S) se harían presentes.

Descarga del Rastro (E4). Esta descarga enviada del Rastro y de la zona Industrial de Tepic, resultó la más contaminante de los 7 puntos de muestreo. Se ubica a 0.8615 km río abajo del puente insurgentes. Los resultados (Tabla 4) indican que sólo dos parámetros están dentro de los LMP (Tabla 5), la T y pH. El OD de 0.0 mg/L, aunado a la concentración de carga orgánica de 288 mg/L de DBO_5 , representan un problema muy serio de contaminación hacia el río Mololoa. En una de las muestras simples analizadas durante la semana de muestreo, se detectó una concentración de DQO de 1 067 mg/L y una concentración de SST de 1 300 mg/L.

De acuerdo al ICA (Tabla 1), los resultados arrojan que, en la descarga del Rastro, el agua está fuertemente contaminada de acuerdo a la DBO_5 , DQO , y SST .

También las concentraciones de N_{TOTAL} y P_{TOTAL} de 53 mg/L y 31.2 mg/L respectivamente, están más altas que las obtenidas en la descarga de Xalisco. En la Figura 6 se muestra el grado de contaminación producido por la descarga del Rastro, nótese el color rojo del agua debido a la sangre producto de la matanza de reses.

Figura 6.

Aspecto y coloración del agua del río debido a la descarga del Rastro (E4)



Según la clasificación de la Tabla 6 (Henze *et al.*, 2002), el agua residual sin tratar de la descarga del rastro se categoriza como concentrada en los indicadores de DQO, SST y P_{TOTAL} , mientras que la DBO_5 y N_{TOTAL} se clasifican como moderadamente concentrados. Con base en la Tabla 7 (Chmielowski *et al.*, 2016), la DQO, SST y P_{TOTAL} estarían en la categoría I (muy concentrado), mientras que la DBO_5 y N_{TOTAL} en la categoría III (moderadamente concentrado).

Viendo el problema de contaminación del rastro en otra perspectiva, de acuerdo a la literatura la relación DQO/DBO_5 para aguas residuales domésticas está en un rango de $2.0 < DQO/DBO_5 < 2.2$ (Water Environment Research Federation, WERF, 2003); el resultado obtenido en la descarga del rastro es de 3.0, lo cual indica que el agua residual no es de origen doméstico. Por otra parte, la relación DBO_5/DQO de 0.33 indica una baja proporción de materia orgánica biodegradable, la cual típicamente está en un rango de 0.4 – 0.45 (WERF, 2003), y al no ser tan biodegradable requiere de un tratamiento adecuado.

En otros trabajos de investigación se ha mencionado que relaciones de DBO_5/DQO mayores de 0.6, indican que el agua residual es fácilmente biodegradable y puede ser tratada biológicamente; aguas residuales entre $0.3 < DBO_5/DQO < 0.6$ pueden ser tratadas biológicamente, pero requieren mayor aclimatación o mayor tiempo de retención de los microorganismos en el proceso biológico ya que la biodegradación es relativamente lenta (por ejemplo, un sistema de lodos activados del tipo aireación extendida), y, finalmente en aguas residuales con índices de DBO_5/DQO menores de 0.3 la biodegradación no procederá, debido a sus propiedades refractarias y tóxicas que inhiben el crecimiento de los microorganismos (Dahamsheh & Wedyan, 2017; Makki & Hussein, 2018). De acuerdo a lo anterior, el agua residual descargada por el rastro puede ser tratada con un sistema de lodos activados del tipo aireación extendida.

Descarga de la Cantera (PTAR Oriente) (E₅). Este punto de descarga ubicado a 0.9995 km río abajo de la estación el Rastro, también resulta interesante de discutir, ya que según los resultados obtenidos (tabla 4), se cumple con los LMP marcados en la NOM (tabla 5), aun sabiendo que la PTAR “La Cantera” no está operando a su máxima capacidad y sólo trata 30 L/s de los 90 L/s que es su capacidad nominal, además, en visitas realizadas a la planta, se observó que llegan a las instalaciones más de 100 L/s, es decir que 70 L/s o más son desviados a un canal que descarga al río Mololoa, sin tratamiento. La PTAR “La Cantera” se construyó para tratar las aguas residuales de la zona, la cual cuenta con 19 colonias para una población mayor de 6 000 habitantes. De acuerdo al ICA (Tabla 1), los resultados arrojan que, en la descarga de la Cantera, el agua es aceptable de acuerdo a la DQO y DBO_5 y de buena calidad según la concentración de SST.

De la PTAR “La Cantera” al punto de descarga en el río Mololoa, existe una longitud aproximada de 1.5 km, por donde el agua tratada y no tratada fluye por un zanjón en el que alcanza a diluirse y autodepurarse. En este tramo prolifera el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) el cual ayuda en el proceso de depuración, los contaminantes son removidos por una variedad compleja de procesos biológicos, físicos y químicos, incluyendo sedimentación, filtración, adsorción en el suelo, degradación microbiológica, nitrificación, desnitrificación, decaimiento de patógenos y metabolismo de las plantas (Vizcaíno & Fuentes, 2016; Vargas *et al.*, 2018). El resultado de 1.48 mg/L de OD en esta descarga, demuestra que el agua residual

tratada y no tratada alcanza a reoxigenarse en este tramo de 1.5 km. Si consideramos los indicadores de la Tabla 7 (Chmielowski *et al.*, 2016), todos los parámetros estarían en la categoría V (muy diluido).

Descarga el Sabino (E₆). Esta descarga ubicada a 4.8 km río abajo de la estación de muestreo la Cantera, lleva agua residual de las colonias que aún no tienen drenaje sanitario, así mismo, forma parte de un zanjón que acarrea el agua pluvial desde el cerro de San Juan ubicado al sur de la ciudad de Tepic, Nayarit. La descarga el Sabino, no representa un problema de contaminación según los resultados (Tabla 4). La concentración de OD de 1.77 mg/L nos dice que el agua no está muy contaminada, y pudiera ser por la dilución y por no haber mucha descarga domiciliaria (50 L/s).

De acuerdo al ICA (Tabla 1), los resultados indican que, el agua está contaminada de acuerdo a la DQO y DBO₅ y de buena calidad según la concentración de SST.

Puente P. Sánchez (E₇). En este punto final de muestreo de acuerdo al ICA (Tabla 1), los resultados muestran que el agua es aceptable de acuerdo a la DQO, DBO₅ y SST.

Si consideramos el flujo de agua del río Mololoa a partir del puente Insurgentes (ya que en ese punto los resultados mostraron escasa contaminación), tenemos un punto de descarga fuertemente contaminante en el Rastro. De la descarga del Rastro al puente P. Sánchez se tiene una distancia de 6.3 km. En estos 6.3 km de trayectoria del agua, la sedimentación de sólidos y la presencia de lirio acuático en el río, juega un papel muy importante en el proceso de depuración. En este tramo, el agua del río (600 Ls⁻¹) se diluye debido a la descarga del Rastro (60 Ls⁻¹), descarga de la Cantera (120 Ls⁻¹), PTAR “Oriente” (30 Ls⁻¹), descarga del Sabino (50 Ls⁻¹), y al llegar al puente P. Sánchez el flujo en el río ya aumentó a 860 Ls⁻¹. De acuerdo a los indicadores de la Tabla 7 (Chmielowski *et al.*, 2016) en la última estación de muestreo (E₇), todos los parámetros estarían en la categoría V (muy diluido).

De acuerdo a la relación DBO₅/DQO en la última estación de muestreo (Puente P. Sánchez) se obtiene un valor de 0.48, el cual es consistente con la investigación realizada por Heng y Nikraz, (2015) en tres ríos contaminados de Malasia donde se obtuvieron índices entre 0.03 y 0.67. Al respecto, mencionan que la relación DBO₅/DQO, es un indicador confiable para relacionar la materia orgánica en un río en condiciones de clima tropical, y, por tanto, para medir su contaminación.

Modelo de Streeter-Phelps

En la Tabla 8 y Tabla 9, se presentan respectivamente los datos y resultados del modelo de agotamiento de oxígeno propuesto por Streeter-Phelps, sin considerar la presencia del lirio acuático. Se consideró para los cálculos los resultados obtenidos en el puente Pantanal, descarga de Xalisco, descarga del Rastro, descarga de la Cantera y descarga el Sabino. El puente Insurgentes y P. Sánchez no se consideraron en el cálculo por no influir en el modelo.

Si bien es cierto que el modelo de Streeter y Phelps puede ser de ayuda para hacer un diagnóstico del nivel de contaminación en un río, también tiene la desventaja de no considerar interferencias como la presencia de lirio acuático, o bien en el manejo de los coeficientes de descomposición (K_d) y de reaireación (K_r), los cuales fueron tomados de los rangos establecidos en la bibliografía, mismos que también no consideran interferencias en el flujo y velocidad de un río (Nuruzzaman *et al.*, 2018). Metcalf y Eddy, (1994), afirman que el modelo de déficit de oxígeno de Streeter y Phelps ha sido utilizado para observar el comportamiento del OD en un río, pero no incluye parámetros como sedimentación, fotosíntesis, resuspensión, advección y dispersión.

Tabla 8.

Datos utilizados en el modelo de Streeter-Phelps

Puente Pantanal (E₁)				
Parámetros	Referencia	Símbolo	Datos	Unidad
Gasto en el río		Q ₁	0.45	m ³ /s
Velocidad del flujo		v	0.1	m/s
Temperatura	Tabla 4	T ₁	25.1	°C
OD	Tabla 4	OD ₁	0.513	mg/L
DBO ₅	Tabla 4	DBO ₁	42.7	mg/L
K _d , 20°C	Tabla 2		0.35	d ⁻¹
K _r , 20°C	Tabla 3		0.46	d ⁻¹
Descarga Xalisco. El Indio (E₂)				
Gasto en la descarga		Q ₂	0.150	m ³ /s
Longitud del tramo		E ₁ a E ₂	1.7345	km
Temperatura	Tabla 4	T ₂	25.2	°C
OD	Tabla 4	OD ₂	0.0	mg/L
DBO ₅	Tabla 4	DBO ₂	130.0	mg/L
Descarga del Rastro (E₃)				
Gasto en la descarga		Q ₃	0.06	m ³ /s
Longitud del tramo		E ₂ a E ₃	4.4014	km
Temperatura	Tabla 4	T ₃	26.8	°C
OD	Tabla 4	OD ₃	0.0	mg/L
DBO ₅	Tabla 4	DBO ₃	288.0	mg/L
Descarga de la Cantera (E₄)				
Gasto en la descarga		Q ₄	0.120	m ³ /s
Longitud del tramo		E ₃ a E ₄	0.9995	km
Temperatura	Tabla 4	T ₄	24.9	°C
OD	Tabla 4	OD ₄	1.48	mg/L
DBO ₅	Tabla 4	DBO ₄	15.5	mg/L
Descarga el Sabino (E₅)				
Gasto en la descarga		Q ₅	0.05	m ³ /s
Longitud del tramo		E ₄ a E ₅	4.8220	km
Temperatura	Tabla 4	T ₅	24.5	°C
OD	Tabla 4	OD ₅	1.77	mg/L
DBO ₅	Tabla 4	DBO ₅	29.9	mg/L

Tabla 9.

Resultados del modelo de Streeter-Phelps

Tramo E₁ a E₂	
Ecuación	Resultado
$T_{Mezcla} = \frac{(Q_1 T_1 + Q_2 T_2)}{(Q_1 + Q_2)}$	25.1 °C
$OD_{Mezcla (E1+E2)} = \frac{(Q_1 OD_1 + Q_2 OD_2)}{(Q_1 + Q_2)}$	0.38 mg/L
$DBO_{5Mezcla (E1+E2)} = \frac{(Q_1 DBO_1 + Q_2 DBO_2)}{(Q_1 + Q_2)}$	64.5 mg/L
$L_{0(E1+E2)} = \frac{DBO_{5Mezcla (E1+E2)}}{(1 - e^{-K_d t})}$	72.6 mg/L
$L_t = L_0 e^{-K_d t}$	
$L_{t1} = 72.6 e^{-K_d t}$	
Tramo E₁ a E₃	
$T_{Mezcla (E1+E2+E3)}$	25.2 °C
$OD_{Mezcla (E1+E2+E3)}$	0.35 mg/L
$K_{d,corr} = K_d \theta^{T-20} (\theta = 1.047)$	0.44 d ⁻¹
$K_{r,corr} = K_r \theta^{T-20} (\theta = 1.024)$	0.52 d ⁻¹
$t = \frac{x}{v}$	0.51 d
$x = 4.4014 \text{ km}$	
$v = 8.64 \text{ km/d}$	
$L_{t1} = 72.6 e^{-K_d t}$	58.0 mg/L
$DBO_{5Mezcla (E1+E2+E3)} = \frac{(Q_1 + Q_2)L_{t1} + (Q_3 DBO_3)}{(Q_1 + Q_2 + Q_3)}$	78.9 mg/L
$L_{0(E1+E2+E3)} = \frac{DBO_{5Mezcla (E1+E2+E3)}}{(1 - e^{-K_d t})}$	88.7 mg/L
$L_t = L_0 e^{-K_d t}$	
$L_{t2} = 88.7 e^{-K_d t}$	
Tramo E₁ a E₄	
$T_{Mezcla (E1+E2+E3+E4)}$	25.1 °C

$OD_{Mezcla (E1+E2+E3+E4)}$	0.52 mg/L
$K_{d,corr} = K_d\theta^{T-20} (\theta = 1.047)$	0.44 d ⁻¹
$K_{r,corr} = K_r\theta^{T-20} (\theta = 1.024)$	0.52 d ⁻¹
$\frac{x}{v}$	
$x = 0.9995 \text{ km}$	0.116 d
$v = 8.64 \text{ km/d}$	
$e^{-K_d t}$	84.3 mg/L
$\frac{(Q_1 + Q_2 + Q_3)L_{t2} + (Q_4DBO_4)}{1 \quad 2 \quad 3 \quad 4}$	73.8 mg/L
$DBO_{5Mezcla (E1+E2+E3+E4)}$	82.9 mg/L
$L_t = L e^{-K_d t}$	
$e^{-K_d t}$	
Tramo E1 a E5	
$T_{Mezcla (E1+E2+E3+E4+E5)}$	25.06°C
$OD_{Mezcla (E1+E2+E3+E4+E5)}$	0.59 mg/L
$D_0 = C_{s,25.06^\circ\text{C}} - OD_{Mezcla (E1+E2+E3+E4+E5)}$	7.8 mg/L
$K_{d,corr} = K_d\theta^{T-20} (\theta = 1.047)$	0.44 d ⁻¹
$K_{r,corr} = K_r\theta^{T-20} (\theta = 1.024)$	0.52 d ⁻¹
$\frac{x}{v}$	
$x = 4.8220 \text{ km}$	0.56 d
$v = 8.64 \text{ km/d}$	
$e^{-K_d t}$	64.9 mg/L
$\frac{(Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4)L_{t3} + (Q_5DBO_5)}{1 \quad 2 \quad 3 \quad 4 \quad 5}$	62.8 mg/L
$DBO_{5Mezcla (E1+E2+E3+E4+E5)}$	70.6 mg/L
$\frac{v}{r \quad d}$	15.85 km
$\frac{K_r - K_d}{0 \quad d} \frac{K_r}{d}$	
$\frac{x_c}{\quad}$	1.83 d
$L_{t, xc} = L e^{-K_d t_c}$	31.6 mg/L

$$DBO_{5,20^{\circ}C, x_c} = DBO_T(1 - e^{-K_d t})$$

26.1 mg/L

De acuerdo a los resultados obtenidos en la Tabla 9 y suponiendo que ya no hubiera más descargas río abajo, el déficit crítico de oxígeno (o la autodepuración) a partir de la descarga del Sabino (Figura 3) ocurriría a 15.85 km río abajo en un tiempo crítico (t_c) de 1.83 d. La DBO₅ de una muestra tomada en x_c sería de 26.1 mg/L, que según el ICA (Tabla 1) estaría en el límite de aceptable, y también dentro de los LMP marcados en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Tabla 5).

La Tabla 10 muestra los resultados del modelo de Streeter-Phelps a partir de la descarga el Sabino (E₅), que sería el km 0 y con una DBO_{5Mezcla} de 62.8 mg/L, OD_{Mezcla} de 0.6 mg/L y un déficit de oxígeno (D) de 7.8 mg/L, tal y como se muestra en los últimos resultados de la Tabla 9.

Tabla 10.

Resultados del modelo de Streeter-Phelps a partir de la última descarga (E₅)

km	DBO ₅ (mg/L)	OD (mg/L)	D (mg/L)
0 (El Sabino)	62.8	0.6	7.8
2	56.7	4.8	12.6
4	51.2	8.5	16.3
6	46.2	11.3	19.1
8	41.7	13.3	21.1
10	37.7	14.7	22.5
12	34.0	15.6	23.4
14	30.7	16.0	23.8
16	27.7	16.1	23.9
18	25.0	15.9	23.7
20	22.6	15.5	23.3
22	20.4	14.9	22.7
24	18.4	14.2	22.0
26	16.6	13.4	21.2
28	15.0	12.5	20.3
30	13.5	11.6	19.4
32	12.2	10.6	18.4

DBO₅ = Demanda bioquímica de oxígeno; OD = Oxígeno disuelto; D = Déficit de oxígeno

El OD es un recurso crítico para el mantenimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. La cantidad de OD que necesita un organismo acuático depende de su especie, la temperatura del agua, los contaminantes presentes y el estado del propio organismo (adulto o joven, activo o inactivo). Los niveles de OD propuestos para la protección de comunidades de peces de agua dulce en Nueva Zelanda, independientemente de la temperatura, es de 3.5 mg/L (mínimo instantáneo), 5 mg/L (promedio mínimo diario) o 7.0 mg/L (promedio de 7 días) (Franklin, 2014). De acuerdo al índice de protección de comunidades acuáticas utilizado en Brasil, una concentración menor de 3 mg/L de OD puede comprometer la sobrevivencia de organismos, mientras que el nivel óptimo es mayor o igual a 5 mg/L (Zagatto *et al.*, 1999). La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de Norteamérica menciona que, para prevenir efectos perjudiciales, así como limitar el número de peces y otras formas de vida acuática en un cuerpo de agua superficial con temperatura tibia, se debe tener una concentración de OD de 5 mgL⁻¹ (promedio mínimo diario) y de 6 mg/L (promedio de 7 días) (Environmental Protection Agency, EPA, 1986).

El déficit de oxígeno en cuerpos de aguas superficiales, se ha convertido en un problema ambiental muy grave en todo el mundo, con impactos negativos en los ecosistemas acuáticos tales como, la mortalidad de fauna bentónica, muerte de peces, pérdida de hábitat y estrés fisiológico. Por tanto, este déficit, es un indicador simple, pero eficaz de la calidad del agua, que refleja el problema de contaminación en un río (Huang *et al.*, 2017).

Actualmente, el modelo para predecir el déficit de oxígeno en cauces superficiales, se fundamenta en modificaciones del modelo general de Streeter y Phelps, en el cual se incluyen nuevas variables de estado, por lo que se hace necesario recabar mayor cantidad de datos en campo (Gotovtsev, 2010).

El modelo de Streeter-Phelps une los dos mecanismos principales que gobiernan el OD en una corriente que recibe aguas residuales: la descomposición de la materia orgánica y la reaireación. Como tal, proporciona un marco analítico para predecir el efecto de fuentes puntuales y difusas de aguas residuales orgánicas sobre el OD en el río (Chapra, 1997).

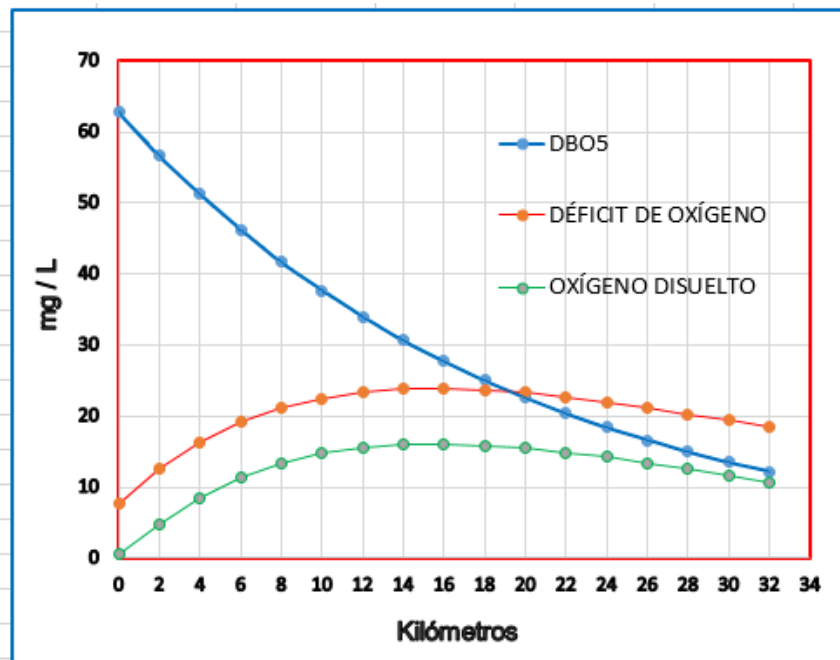
Los resultados a partir de la descarga el Sabino (Tabla 10 y Figura 7), indican que a 16 km río abajo, la DBO₅ sería de 27.7 mg/L (muy similar a los 26.1 mg/L obtenidos en la Tabla 9), que según el ICA (Tabla 1) sería aceptable, y también dentro de los LMP (Tabla 5); esto se

alcanzaría en un tiempo de 1.83 d (Tabla 9), suponiendo que ya no hubiera más descargas río abajo y las condiciones del flujo en el río estuvieran en estado estacionario, Es de mencionar que, del Sabino, el río Mololoa fluye aproximadamente 39 km hasta tributar sus aguas al río Santiago, en este tramo no se alcanzaría una autodepuración completa, la DBO₅ al final del río sería de 8 mg/L.

En la Figura 7, se observa que la descomposición biológica (DBO₅) comienza inmediatamente a partir del km 0 (El Sabino), para lo cual requiere de oxígeno para la oxidación de la materia orgánica. EL OD disminuido de inicio, se recupera a medida que la aireación natural de la atmósfera repone el oxígeno y la DBO₅ disminuye. Se observa una concentración de OD de 16 mg/L en el km 16 y continúa disminuyendo en los siguientes 16 km hasta quedar en 10 mg/L. Ahora bien, puesto que la reaireación atmosférica es proporcional al déficit de oxígeno disuelto, su tasa aumenta a medida que el déficit es mayor, alcanzando un punto en el cual la tasa de oxígeno utilizado para la descomposición del residuo iguala a la tasa de reaireación atmosférica.

Figura 7.

Curvas de DBO₅, OD y déficit de oxígeno del río Mololoa



Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo de investigación indican que los puntos más contaminantes fueron las descargas de Xalisco y el rastro de Tepic, Nayarit, en el que se obtuvieron concentraciones promedio de DBO₅ de 130 mg/L y 288 mg/L respectivamente, que de acuerdo al ICA están fuertemente contaminadas, y no cumplen con los LMP de descarga marcados en la normatividad mexicana; pero también, la mayor concentración de nitrógeno y fósforo se presentó en estas descargas, lo cual acarrea problemas de eutrofización y por tanto del crecimiento de lirio acuático, ya que estos elementos son un abono especial para este tipo de vegetación.

De acuerdo con los resultados obtenidos con el modelo de Streeter-Phelps, a lo largo de los 12.5 km no se lograría una autodepuración adecuada del río, esto se alcanzaría hasta los 16 km a partir de la última descarga contaminante.

En suma, si se quiere ver al río Mololoa limpio, se necesita que las PTAR que descargan sus efluentes semitratados al río, operen a su máxima capacidad y eficiencia, así también, se deben de construir plantas de tratamiento específicas para las descargas de aguas industriales como la de rastros, lácteos, refresqueras e ingenios azucareros.

Referencias

- American Public Health Association. (2005). *Standard methods for the examination de water and wastewater*. Seventeenth ed. Washington D.C: Water Environment Federation.
- Caviedes, D. I., Delgado, D. & Olaya, A. (2016). Remoción de metales pesados comúnmente generados por la actividad industrial, empleando macrófitas neotropicales. *Revista Producción Limpia*, 2 (2), 126-149. <https://doi.org/10.22507/pml.v11n2a11>
- Chapra, S. (1997). *Surface Water Quality Model*. Waveland Press, Inc.
- Chmielowski, K., Bugajski, P. y Grzegorz, B. (2016). Comparative analysis of the quality of sewage discharged from selected agglomeration sewerage systems. *Journal of Water and Land Development*, 30 (7-9), 35-42. <https://doi.org/10.1515/jwld-2016-0019>
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2016). *Monitoreo de calidad del agua*. Ciudad de México, México. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/monitoreo-de-la-calidad-del-agua-en-mexico> .

- Dahamsheh, A. y Wedyan, M. (2017). Evaluation and assessment of performance of Al-Hussein bin Talal University (AHU) wastewater treatment plants. *International Journal of Advanced and Applied Sciences*, 4(1), 84-89. <https://doi.org/10.21833/ijaas.2017.01.012>
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (1997). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Ciudad de México, México.
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105139/Normas_Oficiales_Mexicanas.pdf
- EPA (Environmental Protection Agency). (1986). *Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. Office of water regulations and standards*. Washington D. C. EPA 440/5-86/024. 46 p.
- Espinosa M. A. (2011a). Manual de operación de la planta de tratamiento de aguas residuales “El Punto” ubicada en Tepic, Nayarit.
- Espinosa M. A. (2011b). Manual de operación de la planta de tratamiento de aguas residuales “Oriente” ubicada en Tepic, Nayarit.
- Espinosa M. A. (2011c). Manual de operación de la planta de tratamiento de aguas residuales “La Cantera” ubicada en Tepic, Nayarit.
- Espinosa, M.A., Ruiz, T., Hidalgo, A. y Delgado, R. (2019). Efecto de la carga hidráulica de un filtro percolador en el proceso de nitrificación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 18 (1), 107-113.
<https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2019v18n1/Espinosa>
- Espósito, M. E., Blanco, M., Sequeira, M. E., Paoloni, J. D., Fernandez, S. N., Amiotti, N. M. y Díaz, S. L. (2016). Contaminación natural (As, F) y eutrofización (N, P) en la cuenca del arroyo el Divisorio, Argentina. *International Journal of Experimental Botany*, 85, 51-62.
<http://www.scielo.org.ar/pdf/phyton/v85n1/v85n1a08.pdf>
- Franklin, P.A. (2014). Dissolved oxygen criteria for freshwater fish in New Zealand: a revised approach. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(1), 112-126.
<https://doi.org/10.1080/00288330.2013.827123>
- Gotovtsev, A. (2010). Modification of the Streeter-Phelps system with the aim to account for the feedback between dissolved oxygen concentration and organic matter oxidation rate. *Water Resources*, 37(2), 245-251. <https://link.springer.com/article/10.1134/S0097807810020120>
- Guevara, M. F. y Ramírez, L. J. (2015). *Eichhornia crassipes*, su invasividad y potencial fitorremediador. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*, 22 (2), 5-11.
<https://lagranja.ups.edu.ec/index.php/granja/issue/view/22>
- Heng, A. y Nikraz, H. (2015). BOD: COD ratio as an indicator for river pollution. *International*

Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering, 88, 89-94.
http://www.ipcbee.com/vol88/rp017_ICBEE2015-T0010.pdf

Henze, M., Harremoes, P., Jansen, J. y Arvin, E. (2002). *Wastewater treatment. Biological and chemical processes*. 3rd edition. Springer editorial. USA.

Huang, J., Yin, H., Chapra, S. y Zhou, Q. (2017). Modelling dissolved oxygen depression in an urban river in China. *Water*, 9(520), 1-19. <https://doi.org/10.3390/w9070520>

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2016). *Diccionario de datos hidrológicos de aguas superficiales escalas 1:250 000 y 1:1 000 000 (vectorial)*. Carta hidrológica de aguas superficiales. Escala 1:250,000 Tepic F13-8. www.inegi.org.mx.

Jáuregui, C., Ramírez, S., Espinosa, M. A., Tovar, R., Quintero, B., Rodríguez, I. (2007). Impacto de la descarga de aguas residuales en la calidad del río Mololoa. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3 (1), 65 – 73.
<https://revista.itson.edu.mx/index.php/rlrn/article/view/91>

Makki, A. y Hussein, B. (2018). Correlation between BOD₅ and COD for Al-Diwaniyah wastewater treatment plants to obtain the biodegradability indices. *Pakistan Journal of Biotechnology*, 15(2), 423-427. <https://pjbt.org/index.php/pjbt/article/view/412>

Martelo, J. y Lara, J. A. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia*, 8 (15), 221-243.
<https://doi.org/10.17230/ingciencia.8.15.11>

Mero, M., Pernía, B., Ramírez, N., Bravo, K., Ramírez, L., Larreta, E. y Egas, F. (2019). Concentración de cadmio en agua, sedimentos, *Eichhornia crassipes* y *Pomacea canaliculata* en el río Guayas (Ecuador) y sus afluentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35 (3), 623-640. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.03.09>

Metcalf y Eddy. (1994). *Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. 3^a Ed. Barcelona, España: Editorial Labor S. A.

Myrtaj, A., Malollari, I., Pinguli, L., y Premti, D. (2018). Design of a meat processing wastewater anaerobic digester. *European Journal of Engineering and Technology*, 6 (3), 13-17. <http://www.idpublications.org/ejet-vol-6-no-3-2018>

Nuruzzaman, Md., Al-Mamun, A., Bin, N. (2018). Experimenting biochemical oxygen demand decay rates of Malaysian river water in a laboratory flume. *Environmental Engineering Research*, 23 (1), 99-106. <https://doi.org/10.4491/eer.2017.048>

Quiroz, L. S., Izquierdo, E., Menéndez, C. (2016). Modelación matemática de la capacidad de autodepuración de corrientes superficiales. Caso de estudio: Río Portoviejo, Ecuador.

Revista Cubana de Ingeniería, 6 (2), 64-70.
<https://rci.cujae.edu.cu/index.php/rci/issue/view/22>

Quispe, L., Arias, J., Franco, C. y Cruz, M. (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 3(1), 79-93. <https://doi.org/10.17162/rictd.v1i1.899>

Ramos, A. (2018). Evaluación del riesgo de eutrofización del embalse El Quimbo, Huila (Colombia). *Revista Logos Ciencia y Tecnología*, 10 (2), 172-192.
<https://doi.org/10.22335/rlct.v10i2.461>

Vargas, C., Oviedo, A., Montañez, M. N. y Polania, A. (2018). Estado del arte del uso de la *Eichhornia crassipes* en la fitorremediación de aguas residuales industriales. *Ingenio Magno*, 9(2), 105-130.
<http://revistas.ustatunja.edu.co/index.php/ingeniomagno/article/view/1631>

Vizcaíno, L. y Fuentes, N. (2016). Efectos de *Eisenia foetida* y *Eichhornia crassipes* en la remoción de materia orgánica, nutrientes y coliformes en efluentes domésticos. *Revista de Actualidad y Divulgación Científica*, 19 (1), 189-198.
<https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/225>

WERF (Water Environment Research Federation). (2003). *Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling*. First ed. Alexandria, VA: WERF publication N° 9 WWF3.

Zagatto, P., Lorenzetti, M. Lamparelli, M. Salvador, M., Menegon, J. y Bertolletti, E. (1999). Improvement of a water quality index. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(2),1
<http://www.alb.periodikos.com.br/ed/5f216b090e8825ed2be56d7e>