

DOI: 10.24850/j-tyca-14-02-09

Artículos

Calidad y uso potencial de la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa, México

Quality and potential use of the hydrographic network of north-central Sinaloa, Mexico

Gloria Marisol Castañeda-Ruelas¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8970-0035>

Kenia Sarai Arce-Navarro², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7935-9862>

José Guadalupe Llanes-Ocaña³

Maribel Jiménez-Edeza⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9835-9665>

¹Programa Regional de Posgrado en Biotecnología, Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Microbiológico, Facultad de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, gloria.ruelas@uas.edu.mx

²Programa Regional de Posgrado en Biotecnología, Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Microbiológico, Facultad de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, kenia.arce.navarro@gmail.com



³Facultad de Ciencias Físico-Matemáticas, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, llaneso@cln.megared.net.mx

⁴Programa Regional de Posgrado en Biotecnología, Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Microbiológico, Facultad de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, mjimeneze@uas.edu.mx

Autora para correspondencia: Maribel Jiménez-Edeza, mjimeneze@uas.edu.mx

Resumen

La calidad ecológica del agua indica la estabilidad del ecosistema y garantiza su conveniencia de uso. El objetivo fue investigar el índice de calidad del agua (ICA) y la pertinencia de uso de la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa. Se recolectaron 40 muestras de agua superficial de diferentes recursos hídricos (RH): drenes ($n = 26$), ríos ($n = 8$) y bahías ($n = 6$), incluyendo tomas de caudal (agua dulce) y desembocadura (agua salada). Los parámetros fisicoquímicos, nutrientes, metales e indicadores fecales fueron evaluados y comparados con los estándares nacionales bajo un análisis multivariado y de correlación. El ICA se determinó solo en las muestras de caudal. Los RH se diferenciaron por ciertos parámetros fisicoquímicos (pH, CE y SDT), nutrimentales (P y NO_3) y microbiológicos ($p < 0.05$). El análisis multivariado reveló un perfil de contaminación particular al RH: indicadores fecales y nutrimentos se



identificaron como factores de riesgo. La concentración fecal en las muestras de agua (65 %) expone el riesgo para la salud ($> 200 \text{ NMP} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$), y sus valores muestran correlación con los otros parámetros. El caudal de todos los ríos y mayoría de los drenes (64 %) presentan un ICA “bueno”, que está en línea con su pertinencia para la vida acuática y actividad agrícola, pero no recreacional. Por el contrario, la desembocadura de los RH es pertinente para uso recreativo y acuícola. Nuestros hallazgos evidencian un manejo antrópico similar de los RH y advierten sobre el uso potencial. Además, indican la importancia de restaurar la calidad del agua para reducir las implicaciones ambientales y de salud.

Palabras clave: bahías, calidad del agua, drenes, ríos, Sinaloa.

Abstract

The ecological quality of the water indicates the stability of the ecosystem and guarantees its convenience of use. The objective was to investigate the water quality index (ICA) and the pertinence of use of the hydrographic network of north-central Sinaloa. Forty surface water samples from different water resources (RH) were collected: Drains ($n = 26$), rivers ($n = 8$) and bays ($n = 6$), including flow intakes (fresh water) and mouth (saltwater). The physicochemical parameters, nutrients, metals, and fecal indicators were evaluated and compared with national standards and under a multivariate and correlation analysis. The ICA was determined only in flow water samples. The RH were differentiated by

certain physicochemical parameters (pH, EC, and TDS), nutritional (P and NO₃) and microbiological ($p < 0.05$). The multivariate analysis revealed a particular contamination profile at RH: Fecal indicator and nutrients were identifying as a risk factor. The fecal concentration in the water samples (65 %) exposes the health risk ($> 200 \text{ MPN} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$), and its values showed correlation with the other quality parameters. The flow of all rivers and most of the drains (64 %) present a "good" ICA, which is in line with its relevance for aquatic life and agricultural activity, but not recreational. While the mouth of the RH is relevant for the recreational and aquaculture use. Our findings evidence a similar anthropogenic management of RH and warn about its potential use. In addition, they remark the importance of restoring the water quality to reduce the environmental and health implications.

Keywords: Bays, drains, water quality, rivers, Sinaloa.

Recibido: 08/09/2020

Aceptado: 15/10/2021



Introducción

Los recursos hídricos del noroeste de México con uso consuntivo están constituidos por la red hidrográfica superficial (52.35 hm³ por año), y las fuentes subterráneas (33 311 hm³ por año). En 2015, el 90.9 % (77.84 miles de hm³) del volumen nacional de agua concesionado se destinó al sector económico primario (agricultura, ganadería, acuicultura, pesca, apicultura, minería, etc.) y abastecimiento público (Conagua, 2016). Particularmente, Sinaloa es la entidad federativa con mayor volumen de agua concesionado (9 542.1 hm³) para el sector económico primario, generando un producto interno bruto anual de hasta US\$ 1 559 millones de dólares (Conagua, 2016; INEGI, 2016). Los beneficios de la producción y extracción de materias primas a partir de las actividades económicas están claramente demostrados, pero dicha intensificación se ha convertido en una fuente de desechos contaminantes para el entorno acuático, que requiere el establecimiento de estrategias de evaluación, restauración y control (Haenn, Harnish, & Wilk, 2016; Tietenberg & Lewis, 2018).

El manejo inadecuado de los desechos y residuos que acarrean contaminantes, como metales pesados, nutrientes, compuestos orgánicos, así como microorganismos patógenos, contribuyen a la alteración del perfil hidroquímico y ocasionan la degradación del

ecosistema acuático (Nazeer, Hashmi, & Malik, 2104; Ribeiro, Aparecido, Lajarim, & Sergio, 2014; Conagua, 2016). La contaminación del agua superficial modifica la función natural de los cuerpos receptores de agua (bahías y esteros), e impacta en la calidad y vida acuática de estos ecosistemas (Kennish, 2002; Subasinghe, Soto, & Jia, 2009). Además, existe evidencia de que las enfermedades infecciosas relacionadas con el agua son una causa importante de morbilidad y mortalidad a nivel mundial (OMS, 2022).

Con la finalidad de valorar la calidad del agua y definir su pertinencia de uso para las actividades humanas y para la protección a la vida acuática, cada país ha establecido las instituciones y lineamientos destinados para vigilar esta labor (Sarkar & Abbasi, 2006). Debido a la diversidad y variabilidad de parámetros físicos, químicos y microbiológicos solicitados por cada región, resulta compleja la categorización de los recursos hídricos en términos de calidad ecológica y seguridad. En las últimas décadas, el desarrollo de índices de calidad del agua (ICA) basados en funciones agregativas permite agrupar y ponderar parámetros para definir un nivel de calidad y en consecuencia el potencial uso del agua (Sarkar & Abbasi, 2006).

Actualmente, los ICA denominados "Consejo Canadiense de Ministros de Medioambiente", "Fundación Nacional de Saneamiento", "Oregon", "Índice General de Contaminación" y el "Índice de Ved Prakash" son algunos de los principales modelos matemáticos empleados para determinar el nivel de contaminación del agua (Katyal, 2011). En México,

la calidad sanitaria y ecológica del agua está regulada por una lista de diversos parámetros (físicos, químicos y microbiológicos) condensados en las normas oficiales nacionales (NOM-001-SEMARNAT-2021) y criterios ecológicos (CE-CCA-001/89). Recientemente, Rubio *et al.* (2016) desarrollaron un ICA para categorizar el nivel de contaminación y seguridad recreacional en ecosistemas acuáticos.

En Sinaloa, la calidad del agua presenta un interés especial debido a la intensificación de las actividades del sector agropecuario y acuícola, inclusive de tipo recreativo. También en esa entidad se han realizado estudios de monitoreo fisicoquímico y/o microbiológico en el río El Fuerte (Rodríguez, González, Trigueros, Ávila, & Arciniega, 2016), río Culiacán y río Sinaloa (Jiménez & Chaidez, 2012; Ruiz-Luna, Hernández-Guzmán, García-de León, & Ramírez-Huerta, 2017). Sin embargo, se requiere ampliar la caracterización y categorización de los parámetros de calidad de diversos recursos hídricos de Sinaloa, que constituyen la fuente para el desarrollo de actividades antrópicas.

Los objetivos de este estudio fueron los siguientes: a) investigar un panel de parámetros de calidad (fisicoquímicos, nutrientes, metales y microbiológicos) en muestras de agua superficial de ríos, drenes y bahías en la región centro-norte de Sinaloa con respecto a los estándares nacionales que determinan la idoneidad de uso; y b) determinar el ICA.

Materiales y métodos

Muestreo

El estado de Sinaloa tiene una extensión territorial de 58 092 km², y se extiende entre las estribaciones de la Sierra Madre Occidental y la costa del océano Pacífico. La red hidrográfica superficial de Sinaloa proviene de las vertientes del Pacífico y Golfo de California, y además cuenta con 11 ríos que abastecen de agua a sus presas y otros cuerpos de agua. Los drenes, ríos, bahías y esteros son las principales fuentes de agua que abastecen las actividades económicas de la región. En este estudio se seleccionaron cinco ciudades de estado de Sinaloa: Ahome (001), Angostura (002), Guasave (011), Culiacán (015) y Navolato (018). La selección de estas urbes se debió a la accesibilidad de la toma de muestra y porque reflejan las características reales del agua superficial de la red hidrográfica en estudio: a) son cuerpos de descarga de aguas residuales; b) tienen pueblos y/o desarrollan alguna actividad antrópica aledaña a los recursos hídricos, y c) su caudal se descarga en la costa. Durante la primavera de 2017 se recolectaron 40 muestras de agua superficial procedentes de drenes ($n = 26$), ríos ($n = 8$) y bahías ($n = 6$). Los ríos y

drenes fueron muestreados a nivel de caudal ($n = 18$) y en su desembocadura ($n = 16$) en la zona costera para evaluar el comportamiento de los parámetros según la naturaleza del agua. Las muestras de caudal corresponden a agua dulce, y la desembocadura de ríos y drenes en el mar representaba estuarios (mezcla de agua dulce y salada). La Tabla 1 describe los detalles del código de identificación (ID), toma de muestra y ubicación (norte y oeste) de los puntos de muestreo. En los drenes Los Mochis y Capomitos solo se tomaron muestras de caudal porque convergen con otros drenes. La ubicación geográfica de los puntos de muestreo en Sinaloa, México, se ilustran en la Figura 1. De forma breve, para el muestreo del agua superficial de los recursos hídricos seleccionados se recogió una muestra de 5 l de agua (30 cm de profundidad) en bidones de plástico desinfectados, los cuales fueron identificados y trasladados al laboratorio para su análisis en un lapso menor a 24 h.

Tabla 1. Coordenadas e identificación (ID) de los sitios de muestreo.

Cd.	Fuente	Nombre	Confluencia (N/O) ^{ID}	Desembocadura (N/O) ^{ID}
001	Bahía	Jitzamury	No aplica	26°09'42.1"/109°16'45.1" ¹
001	Río	El Fuerte	25°56'32.0"/109°16'01.1" ²	25°49'46.8"/109°25'03.9" ³
001	Dren	Juárez	25°42'58.6"/109°07'19.7" ⁴	25°42'12.0"/109°08'47.8" ⁵
001	Dren	Los Mochis	25°39'37.8"/109°02'31.2" ⁶	No aplica
001	Dren	Mochicahui	25°39'30.4"/109°02'06.2" ⁷	25°38'25.3"/109°02'09.8" ⁸
001	Dren	Navobampo	25°34'54.8"/108°48'10.1" ⁹	25°32'52.9"/108°47'53.9" ¹⁰

011	Dren	Guasave	25°23'03.6"/108°34'34.0" ¹¹	25°22'43.3"/108°37'44.0" ¹²
011	Bahía	Pitahaya	No aplica	25°18'32.7"/108°32'05.1" ¹³
011	Río	Sinaloa	25°22'20.0"/108°25'25.5" ¹⁴	25°17'03.1"/108°29'42.1" ¹⁵
011	Dren	San Rafael	25°21'58.6"/108°20'38.8" ¹⁶	25°19'05.0"/108°21'57.5" ¹⁷
002	Río	Évora	25°13'46.1"/108°11'26.7" ¹⁸	25°10'45.2"/108°14'21.5" ¹⁹
002	Dren	Playón	25°13'14.4"/108°09.22.3" ²⁰	25°10'09.4"/108°13'03.7" ²¹
002	Bahía	Santa María	No aplica	25°11'17.1"/108°11'35.7" ²²
002	Dren	Reforma	25°07'01.0"/108°04'13.6" ²³	25°04'41.6"/108°04'30.9" ²⁴
002	Dren	Palmitas	25°04'18.9"/107°58'49.0" ²⁵	24°59'31.6"/108°00'38.4" ²⁶
018	Dren	M. Derecha	24°52'12.4"/107°48'50.5" ²⁷	24°52'08.0"/107°59'06.0" ²⁸
018	Bahía	Santa María	No aplica	24°46'14.0"/107°56'15.7" ²⁹
015	Río	Culiacán	24°37'43.1"/107°39.39.2" ³⁰	24°29'39.0"/107°43'58.5" ³¹
018	Dren	Caimanero	24°34'27.0"/107°36'45.0" ³²	24°30'08.2"/107°38'10.9" ³³
015	Dren	Chiricahueto	24°35'57.6"/107°29'02.9" ³⁴	24°31'40.7"/107°32'12.2" ³⁵
015	Dren	Capomitos	24°34'21.7"/107°27'46.0" ³⁶	No aplica
015	Dren	Higueras	24°25'08.3"/107°24'12.3" ³⁷	24°23'36.5"/107°28'31.7" ³⁸
015	Bahía	Evanito	No aplica	24°19'51.1"/107°29'07.8" ³⁹
015	Bahía	Palancas	No aplica	24°24'30.3"/107°28'38.4" ⁴⁰

ID: los números señalados en el margen derecho de las coordenadas corresponden a los sitios de muestreo representados en la Figura 1.

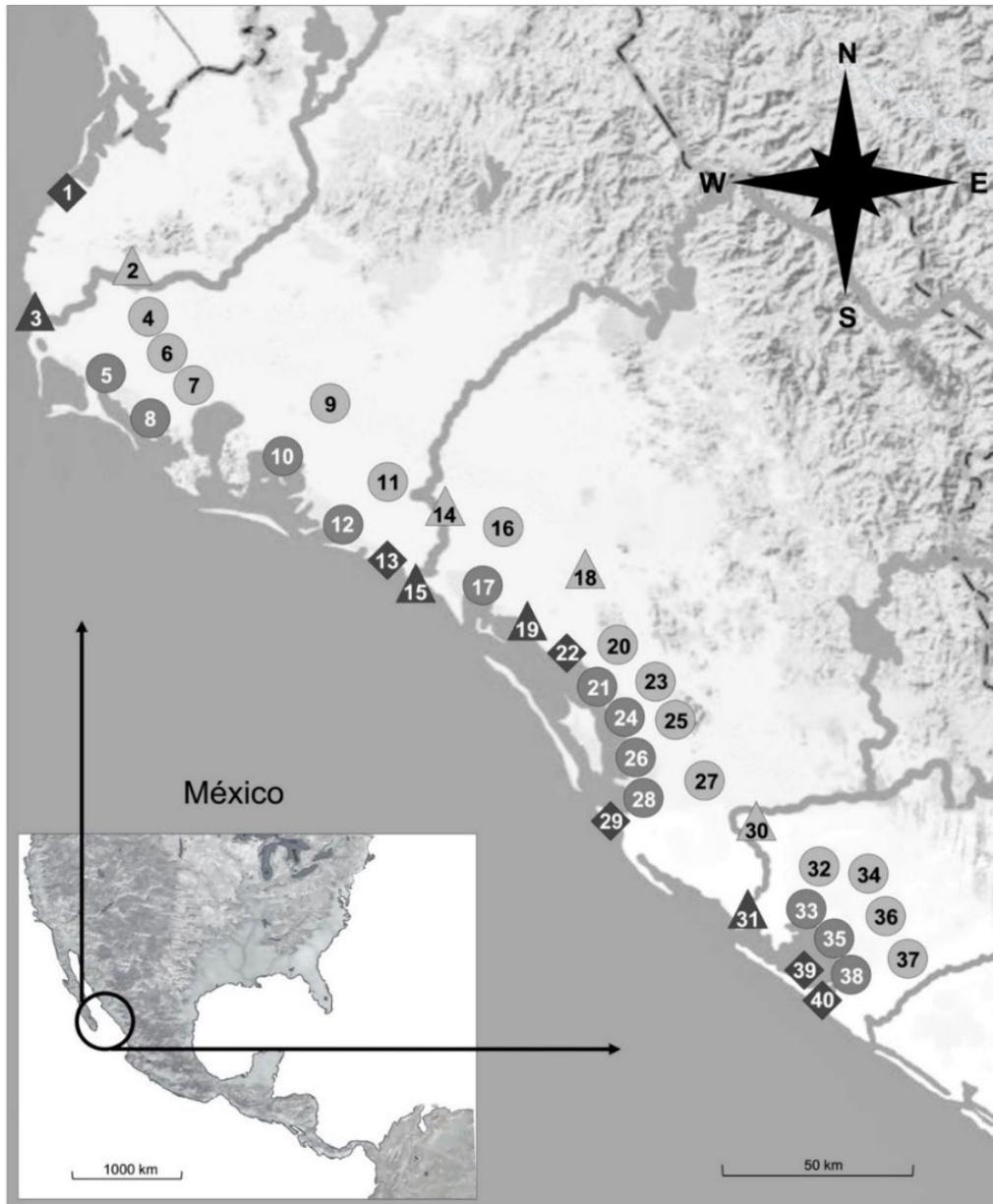


Figura 1. Mapa del área de estudio que muestra los sitios de muestreo. La correspondencia de los números (ID) con los sitios de muestreo se describe en la Tabla 1.

Evaluación de los parámetros

El panel de calidad del agua superficial estuvo conformado por 23 parámetros distribuidos en las siguientes categorías: fisicoquímicos ($n = 10$), nutrientes ($n = 4$), metales pesados ($n = 8$) y microorganismos fecales ($n = 1$). El panel de parámetros de calidad fue determinado de acuerdo con las metodologías descritas en la normatividad nacional (NOM y NMX) como se indica en cada prueba, o bien, empleando sondas multiparamétricas. Los parámetros fisicoquímicos incluían demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (NMX-AA-028-SCFI-2001); demanda química de oxígeno (DQO) (NMX-AA-03/02-SCFI-2011); sólidos en suspensión (SS) (NMX-AA-004-SCFI-2013); sólidos suspendidos totales (SST), y sólidos disueltos totales (SDT) (NMX-AA-34-SCFI-2015). La conductividad eléctrica (CE), pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD) y turbidez (Tur) se determinaron en el sitio utilizando sondas multiparamétricas Hach-HQ40D y Hanna-HI9829. La determinación de SS, DBO y DQO se omitió en las muestras de la desembocadura (drenes y ríos) y bahías debido a la naturaleza salada del agua. En relación con los nutrientes, se determinó la concentración de NO_3 (NMX-AA-079-SCFI-2001), NO_2 (NMX-AA-099-2006), P y PO_4 (NMX-AA-029-SCFI-2001). Los

metales pesados (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn) se analizaron mediante el método descrito en NMX-AA-051-SCFI-2016. La concentración de coliformes fecales se estimó con el protocolo de número más probable en 100 ml (NMP/100 ml) descrito en la NMX-AA-042-1987. Las pruebas se realizaron por triplicado.

Cumplimiento normativo del agua

La observancia de la calidad del agua de la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa se determinó valorando el panel de calidad determinado en las muestras de agua con las especificaciones descritas por la normatividad nacional (NOM-001-SEMARNAT-2021, CE-CCA-001/89). Para la Tur se utilizó el límite especificado por la normatividad internacional (EPA, 1986). Además, el cumplimiento normativo de los parámetros de calidad del agua se analizó mediante un análisis multivariado (agrupamiento jerárquico basado en distancia euclidiana) para identificar los parámetros que representan los factores de riesgo del perfil de contaminación de los recursos hídricos.

Uso pertinente del agua

La pertinencia del uso del agua superficial de la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa se determinó comparando los valores obtenidos del panel de calidad con las especificaciones descritas por la normatividad nacional (NOM-001-SEMARNAT-2021, CE-CCA-001/89). Un grupo de parámetros específicos se utilizan para la categorización pertinente para la vida acuática (pH, T, OD, SST, SS, DBO, P, PO₄, NO₃ y NO₂), y las actividades agrícolas (pH, T, SST, SS, DBO, P y CF), acuícolas (pH, T, Tur, OD, NO₃, NO₂, y P) y recreacionales (Tur, pH, T, SST, CF). Dada la naturaleza del agua superficial, se consideraron las muestras de caudal y bahía/estuario para su uso agrícola y acuícola, respectivamente. El grado de pertinencia se calculó como un índice del número de parámetros cumplidos para cada categoría.

Cálculo del índice de calidad del agua

El índice de calidad del agua (ICA) en las muestras de agua del caudal de los ríos y drenes ($n = 18$) se definió utilizando la metodología propuesta



por Rubio *et al.* (2016). Las muestras de agua procedente de bahías o desembocadura se excluyeron del análisis debido a la influencia de la salinidad en el valor del ICA (DEQ, 2016). El ICA se calculó considerando tres factores: peso específico (w_i) y nivel óptimo del parámetro de calidad (p_i), y una constante de apariencia del agua (k). El factor w_i se asignó a cada parámetro de acuerdo con su relevancia para definir la calidad del agua (1-4), donde 4 representa el nivel más alto y 1 el más bajo. A cada parámetro se le asignó un valor de p_i , siendo un valor de 1 si cumple con el límite permisible propuesto por las regulaciones nacionales (NOM-001-SEMARNAT-2021, CE-CCA-001/89) y/o internacionales (EPA, 1986), y un valor de 2 si excedía el límite. La constante (k) se asignó por inspección visual de la turbidez del agua durante el muestreo: 0.5 (muy turbia), 0.75 (turbia) y 1.0 (clara). Una vez asignados los valores para w_i , p_i y k , se calculó el ICA con la Ecuación (1). Los valores para clasificar el ICA fueron excelente (2.9-3.3), bueno (2.5-2.8), regular (1.9-2.4) y pobre (1.3-1.8):

$$ICA = \sum_{i=n} \frac{w_i p_i}{p_i k} \quad (1)$$

Análisis estadístico

Para establecer la relación entre los parámetros de calidad con los recursos hídricos y la naturaleza del agua (dulce y salada) se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Una correlación de Pearson y un análisis multivariado de conglomerado de observaciones se empleó para clasificar los parámetros evaluados por naturaleza del agua de acuerdo con su similitud. Un valor de $p \leq 0.05$ se consideró estadísticamente significativo (Minitab 16).

Resultados

Evaluación de parámetros de calidad del agua

La Tabla 2, Tabla 3 y Tabla 4 resumen los parámetros de calidad de las muestras del agua de los ríos (caudal), drenes (caudal), bahías y



estuarios (desembocadura de drenes y ríos) de la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa. La estadística descriptiva (μ y %CV) del panel de calidad de las muestras de agua evidencia la diversidad de su naturaleza. La calidad de los recursos hídricos se diferenció por ciertos parámetros fisicoquímicos (pH, CE y SDT), nutrimentales (P y NO₃) y microbiológicos (CF) ($p < 0.05$), y sus valores alertan sobre la alteración de la calidad del agua. Los metales evaluados no representaron un agente contaminante relevante para las muestras de agua analizadas.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica, nutricional y microbiológica del caudal de los ríos.

ID	pH	T	CE	Tur	OD	SDT	SST	SS	DBO	DQO	NO3	NO2	PO4	P	CF
2	7.6	29	1 204	3	1.0	1 088	20	0.1	1.0	30	0.4	0.02	0.25	0.35	930
14	8.1	30	1 124	21	0.1	904	20	0.1	5.0	30	6.5	0.03	0.25	0.25	430
18	8.0	33	37 600	21	5.4	1 512	64	0.2	2.3	30	4.4	0.15	0.25	0.25	430
30	8.0	31	5 770	40	6.0	528	20	0.1	3.0	30	0.3	0.02	0.25	0.36	23
μ	7.9	31	11 424	21	3.1	1 008	31	0.1	2.8	30	2.9	0.06	0.25	0.30	453
%CV	3	6	154	71	96	41	71	40	59	0	106	115	0	20	82

ID: número de identificación del sitio (Tabla 1); μ : media aritmética; %CV: coeficiente de variación; magnitudes: T (°C), CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$), TUR (FNU), OD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), SDT ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), SST ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), SS ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), DBO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), DQO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), NO₃ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), NO₂ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), PO₄ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), P ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), CF (NMP·100 ml⁻¹).

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica, nutricional y microbiológica del caudal de los drenes.

ID	pH	T	CE	Tur	OD	SDT	SST	SS	DBO	DQO	NO3	NO2	PO4	P	CF
4	7.3	25	16 840	25	6.4	15992	20	0.1	3.0	100	0.1	0.06	0.30	0.35	240 000
6	7.5	31	6320	56	0.4	5501	57	0.3	14.0	95	0.1	0.86	0.62	1.83	4 300
7	8.0	31	5 740	38	0.6	5028	0.4	0.3	3.0	39	1.2	0.28	0.48	0.80	240 000
9	7.1	26	15 870	18	0.6	4641	215	1.0	8.0	27	5.8	0.54	0.25	0.38	15 000
11	7.6	28	10 300	39	0.5	7464	31	0.1	4.2	40	0.7	0.13	0.40	0.65	93 000
16	7.6	30	4 100	85	0.2	2 960	80	0.1	6.1	31	5.4	0.13	0.25	0.27	2 400
20	7.8	30	40 300	134	3.6	3 230	130	0.3	4.4	33	4.9	0.09	0.25	0.32	9 300
23	7.9	22	3 300	33	3.0	2 672	20	0.1	3.8	30	0.5	0.01	0.25	0.34	4 300
25a	7.6	30	3 090	23	4.1	2 220	20	0.2	6.5	30	2.2	0.01	0.25	0.54	4 300
34	7.2	25	801	125	1.8	1 276	220	2.0	78.0	171	0.1	0.01	2.52	4.63	930 000
36	7.4	24	3 150	69	5.1	2 664	20	0.1	9.0	33	2.1	0.28	0.32	0.55	2 400
37	7.8	26	1 020	57	4.6	810	66	0.1	12.0	30	4.0	0.01	0.27	0.41	9 300
27	7.8	26	9 670	101	1.6	861	79	0.2	14.0	43	0.7	1.48	0.85	1.67	150 000
32b	8.0	29	2 570	124	3.6	1 891	121	0.3	12.0	40	0.6	0.02	0.25	0.89	2 400
μ	7.6	27	8 791	66	2.6	4 086	77	0.4	12.7	53	2.0	0.28	0.51	0.97	121 907
%CV	4	10	118	62	79	96	92	141	151	78	104	152	116	119	204

ID: número de identificación del sitio (Tabla 1); μ: media aritmética; %CV: coeficiente de variación; magnitudes: T (°C), CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$), TUR (FNU), OD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), SDT ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), SST ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), SS ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), DBO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), DQO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), NO₃ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), NO₂ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), PO₄ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), P ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), CF (NMP·100 ml⁻¹); ^aAs (0.005 mg·l⁻¹), ^bAs (0.021 mg·l⁻¹).

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica, nutricional y microbiológica del agua de bahías y la desembocadura de ríos y drenes (estuarios).

Origen	ID	pH	T	CE	Tur	OD	SDT	SST	NO ₃	NO ₂	PO ₄	P	CF
Río	3	8.0	28	48 600	11	1.5	42 227	20	0.1	0.01	0.25	0.25	3
Río	15	8.0	33	52 570	8	1.6	46 040	20	0.2	0.02	0.25	0.25	93
Río	19	8.0	30	16 330	63	3.3	12 379	49	3.3	0.63	0.25	0.36	93
Río	31	8.0	31	49 770	10	1.8	38 408	20	0.1	0.01	0.25	0.25	3
Dren	5	7.1	26	15 870	18	0.5	15 992	12	0.2	0.06	0.35	0.60	9 300
Dren	8	7.5	26	4 000	41	5.4	3 431	29	0.4	0.10	1.61	4.97	9 300
Dren	10	8.1	30	25 630	64	0.4	18 680	128	3.3	0.21	0.25	0.25	2 400
Dren	12	7.6	29	32 900	15	0.5	32 056	20	0.3	0.06	0.25	0.25	23
Dren	17	7.8	24	12 360	31	4.1	11 156	20	2.7	0.01	0.25	0.25	2 400
Dren	21	8.1	26	46 100	53	3.0	37 016	20	0.5	0.01	0.25	0.25	430
Dren	24	8.1	30	57 380	136	3.9	42 940	144	0.1	0.13	0.25	0.41	3
Dren	26	8.1	22	4 750	46	6.5	6 706.3	42	0.5	1.33	0.25	0.34	2 400
Dren	35	7.5	26	1 436	47	6.4	2 702.9	37	2.9	1.47	0.81	1.28	15 000
Dren	28	7.8	28	34 900	13	1.9	31 932	20	0.5	0.96	0.25	0.37	120
Dren	33	8.4	32	6 750	152	1.9	62 488	52	0.1	0.04	0.25	0.25	3
Dren	38	8.2	31	19 780	62	3.3	16 554	58	0.1	0.02	0.25	0.33	430
Bahía	1	7.7	31	68 200	120	1.5	84 404	20	0.1	0.01	0.25	0.25	3
Bahía	13	7.8	30	40 300	11	1.5	37 936	20	0.1	0.02	0.25	0.25	3
Bahía	22	8.0	28	18 740	138	3.7	13 694	150	2.9	0.02	0.25	0.67	23
Bahía	29	8.1	31	17 100	23	1.6	53 858	21	0.1	0.03	0.25	0.28	540
Bahía	39	8.1	30	31 860	32	4.4	54 198	63	0.1	0.04	0.25	0.25	120
Bahía	40a	8.6	34	42 690	95	3.9	32 206	154	0.1	0.02	0.25	0.52	3
μ		7.9	29	29 455	54	2.8	31 682	51	0.9	0.23	0.34	0.58	1940
%CV		4	10	65	85	63	66	93	143	187	90	172	205

ID: número de identificación del sitio (Tabla 1); μ: media aritmética; %CV: coeficiente de variación; magnitudes: T (°C), CE (μS cm⁻¹), TUR (FNU), OD (mg·l⁻¹), SDT (mg·l⁻¹), SST (mg·l⁻¹), NO₃ (mg·l⁻¹), NO₂ (mg·l⁻¹), PO₄ (mg·l⁻¹), P (mg·l⁻¹), CF (NMP·100 ml⁻¹); ^aCu (0.3 mg·l⁻¹).

La matriz de correlación de los parámetros significativos de la calidad del agua se presenta en la Figura 2. La interacción entre los parámetros fue dependiente del tipo de agua (caudal y estuarios/bahías). Los CF se identificaron como un factor común fuertemente asociado con los otros parámetros (físicoquímicos y nutrientes) en ambos tipos de agua, cuya relación es positiva en el caudal y principalmente negativa en la desembocadura.

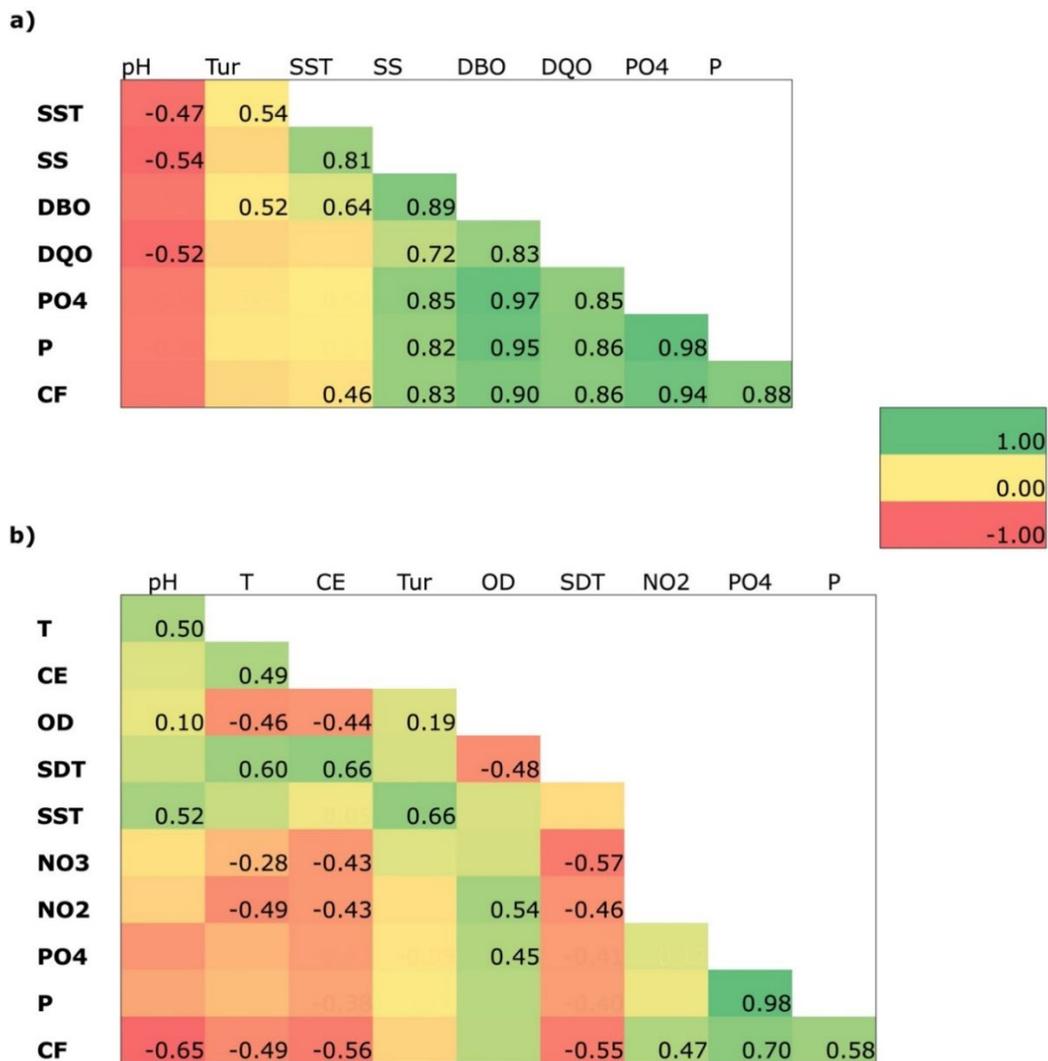


Figura 2. Coeficientes de correlación de los parámetros de calidad del agua de caudal (a) y desembocadura (b) de la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa. La figura muestra los parámetros significativos ($p < 0.05$) y la intensidad de coloración el índice de relación.

Cumplimiento normativo

De los 23 parámetros evaluados, 12 (52.1 %) estaban fuera de las especificaciones según los criterios normativos, siendo los parámetros principales excedidos entre las muestras de agua ($n = 40$): OD ($n = 33$), P ($n = 27$), NO_3 ($n = 22$), CF ($n = 20$), T ($n = 19$), NO_2 ($n = 18$) y SDT ($n = 18$). El análisis multivariado señala los parámetros identificados como factores de riesgo de la calidad del agua del caudal y desembocadura de la red hidrográfica de Sinaloa (Figura 3). Se observó una alta similitud del perfil de perturbación de la calidad del agua entre las muestras de caudal (74 %) y desembocadura (84 %), lo que refleja la similitud del manejo antrópico y las fuentes de contaminación que impactan la calidad del agua de los recursos hídricos de la región. Los nutrientes (P, PO_4 , NO_3 , NO_2) e indicadores fecales se identificaron como los principales factores de riesgo en las muestras de agua, cuya correlación con los parámetros fisicoquímicos está evidenciada en la Figura 2.

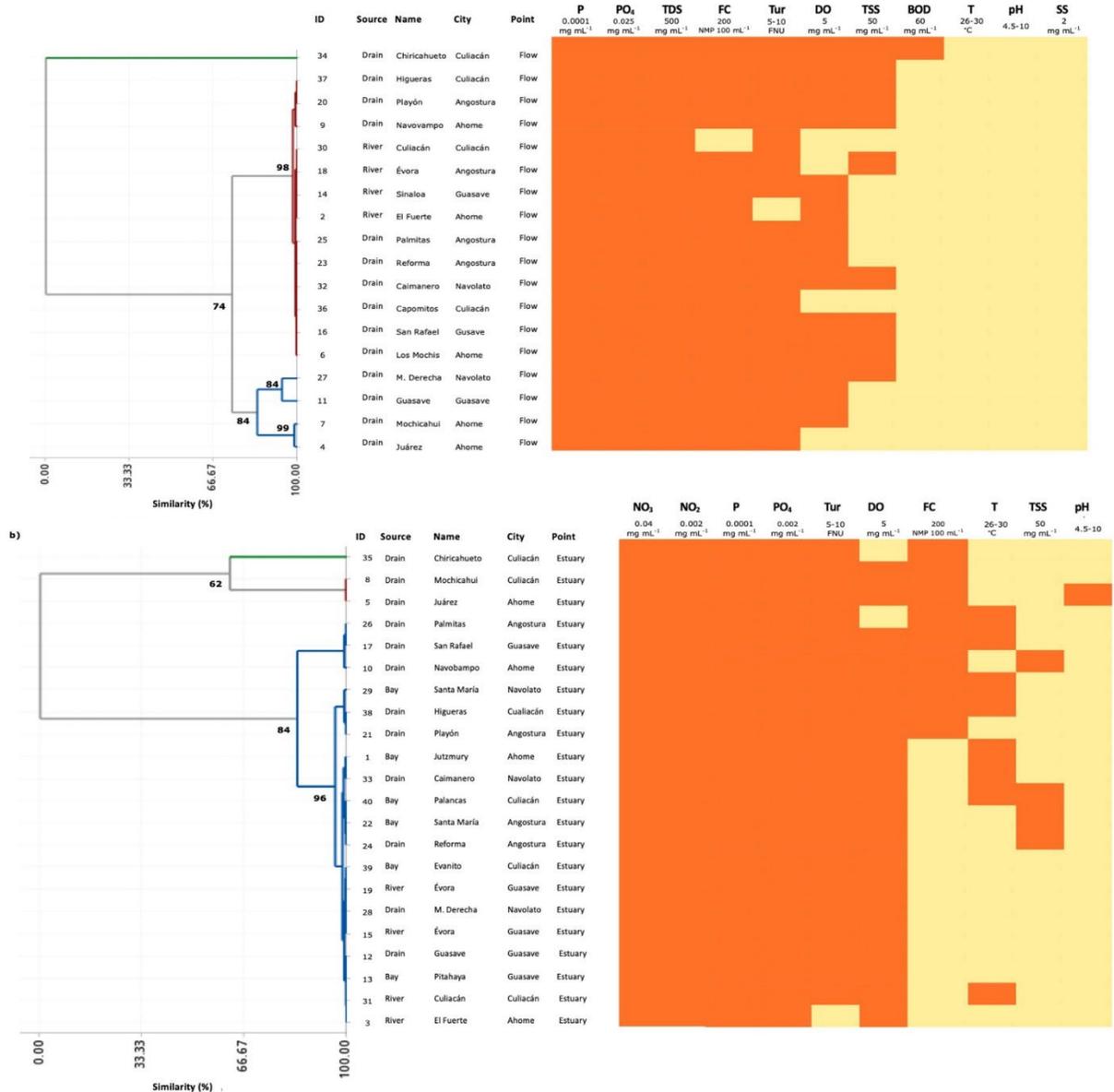


Figura 3. Clúster de perfil de calidad ecológica de las muestras de caudal (a) y desembocadura (b) de la red hidrográfica de Sinaloa según su concordancia con los entandares nacionales (CE-CCA-001/89; NOM-



001-SEMARNAT-2021) e internaciones (EPA, 1986). El nivel de cumplimiento normativo se indica con coloración naranja (no cumple) y amarillo (sí cumple). Los límites están especificados para cada parámetro.

Uso pertinente e ICA

La idoneidad e ICA de los recursos hídricos se explica en la Figura 4. El ICA permitió clasificar con "calidad buena" el caudal del 100 % ($n = 4$) y 64 % ($n = 14$) de los ríos y drenes, respectivamente. La categorización de pertinencia de uso del agua señaló que la mayoría (> 60 %) de los caudales de los ríos y drenes permiten la vida acuática (pertinencia del 56 al 78 %) y las actividades agrícolas (pertinencia del 67 al 87 %). No obstante, las actividades recreativas deben evitarse en el caudal de los drenes y ríos. Esta clasificación no siempre coincidió con el ICA determinado. En cuanto a los estuarios/bahías, las actividades recreativas y acuícolas pueden realizarse en los sitios evaluados con una pertinencia del 60 al 100 %; pero las condiciones de la calidad no permiten la vida acuática en ningún sitio evaluado.

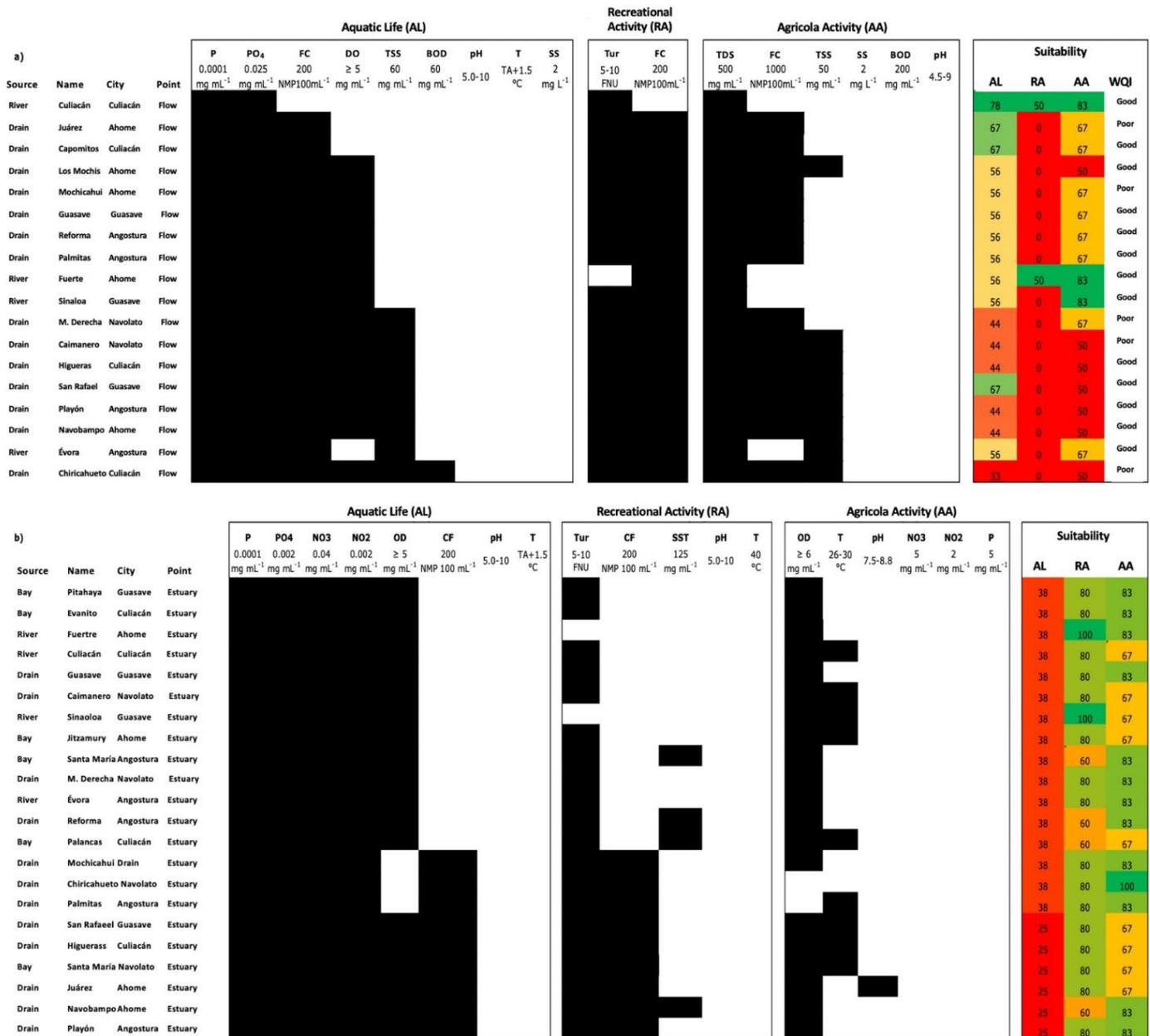


Figura 4. Índice de calidad y pertinencia de uso de la red hidrográfica de Sinaloa. Se describe el cumplimiento de los parámetros de calidad en

las muestras de agua del caudal (a) y desembocadura/bahías (b). El color negro y blanco indica el cumplimiento y no cumplimiento de los parámetros respecto a la normatividad, respectivamente. El grado de pertinencia se identifica con una escala de colores verde a roja.

Discusión

El beneficio de estudiar el flujo y comportamiento de los diversos parámetros (microbiológicos, fisicoquímicos, nutrimentales y metales) que dictan la calidad de los cuerpos de agua fue motivado por la evidente alteración de los ecosistemas acuáticos, y por el potencial impacto en la salud y el ambiente. Los resultados de este estudio ofrecen una referencia de la estabilidad ecológica y seguridad de los recursos hídricos como fuentes de agua de la región centro-norte de Sinaloa.

Respecto a la determinación de los nutrientes en las muestras de agua, se observó el siguiente orden de concentraciones: NO_3 (0.05-6.52 mg/l) > P (0.25-4.97 mg/l) > PO_4 (0.25-2.52 mg/l) > NO_2 (0.01-1.48 mg/l) (Tabla 2, Tabla 3 y Tabla 4). Las concentraciones de P ($p < 0.025$) y NO_3 ($p < 0.021$) mostraron asociación estadística con el tipo de recurso hídrico ($p > 0.05$), lo cual indica que las fuentes de estos nutrimentos

impactan en diferente grado los ríos, drenes y sus desembocaduras. La eutrofización es la respuesta biológica de los cuerpos de agua frente al vertimiento de compuestos ricos en fósforo y nitrógeno, que conlleva a la contaminación y desequilibrio del ecosistema acuático (Brandini *et al.*, 2016; Ngatia, Grace III, Moriasi, & Taylor, 2019). El incremento de materia orgánica y algas, así como el establecimiento de condiciones hipóxicas y anóxicas, son algunos de los efectos adversos de la eutrofización de los cuerpos de agua (Ciobotaru, Marcu, Cimpoeru, Savin, & Ivanov, 2017). Los procesos naturales, las actividades agrícolas, los residuos industriales y el agua residual son fuentes relevantes de compuestos nitrogenados, fosforados y otros, que promueven el incremento de sus concentraciones cuando son vertidos de forma indiscriminada en el agua (Lawniczak *et al.*, 2016; Ciobotaru *et al.*, 2017; Gupta, Pandey, & Hussain, 2017). Según el contenido de P propuestos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), las muestras de agua evaluadas indican que la red hidrográfica presenta un nivel de eutrofización ($> 35 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) o hipereutrofización ($> 100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (Moreno, Quinero, & López, 2010), como resultado presumible de las prácticas antrópicas (actividades agrícolas, pecuarias y acuícolas, asentamientos humanos sin regulación, manejo inadecuado de desechos y residuos humanos e industriales) que se están realizando en la región de Sinaloa, y la falta de medidas de mitigación.

Los metales pesados no se identificaron en la mayoría (92.5 %) de las muestras de agua superficial. Solo en tres muestras de agua

correspondientes a drenes ($n = 2$) y estuarios ($n = 1$) se detectaron concentraciones bajas de As ($0.005\text{-}0.021 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y Cu ($0.300 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Tabla 3 y Tabla 4). Dado que el muestreo fue de agua superficial, no se debe subestimar la ausencia de los metales pesados en sedimentos de los ríos, drenes y costa de Sinaloa. Anteriormente, Frías-Espéricueta *et al.* (2014) expusieron el riesgo latente para la salud humana y ambiental debido a la cuantificación de metales pesados (Zn, Cd, Cu y Pb) en ríos ubicados en Sinaloa. Además, hay evidencia que sustenta que los metales pesados se almacenan en los sedimentos (Lefevre *et al.*, 2014; Nazeer *et al.*, 2104) y bioacumulan en la fauna nativa (Copaja *et al.*, 2016). El monitoreo continuo de los metales pesados en el ecosistema acuático debe llevarse a cabo como una medida de control.

El perfil fisicoquímico y microbiológico para las muestras de agua de río, drenaje y desembocadura se puede ver en la Tabla 2, Tabla 3 y Tabla 4. La naturaleza de los recursos hídricos se diferenció en términos de CF ($p < 0.004$), pH ($p < 0.009$), CE ($p < 0.000$), y SDT ($p < 0.000$); se observó que las muestras del caudal de los ríos y drenes presentaban los valores máximos (Tabla 2, Tabla 3), lo que puede influir en su dispersión hacia la costa (Tabla 4). El límite de CF (NMP/100 ml) en las muestras de agua fue de 23 a 930 para los ríos; de 2 400 a 930 para los drenes, y de 3 a 15 para la costa (desembocadura y bahías). La variación y perturbación de los parámetros en estas muestras reflejan la intensificación de las actividades antrópicas que se desarrollan próximas a los drenes y ríos, y que pueden comprometer su naturaleza y seguridad,

y en consecuencia impactar la costa a través del flujo. Anteriormente en Sinaloa se describió el vertido incontrolado de aguas residuales y el arrastre de residuos urbanos, agrícolas e industriales como fuente de contaminantes, que promovieron el aumento de CF, pH, CE, P, SDT y NO₃ en los ecosistemas acuáticos (Escobedo, Hernández, Herrera, Ulloa, & Chiquete, 1999; Muñoz, Menanteau, & Escobedo, 2011).

La correlación de Pearson se ha empleado como índice para medir el grado de relación y la dinámica que establecen los parámetros cuantitativos de la calidad del agua. En este estudio observamos que las muestras del caudal de los ríos y drenes mostraron un grado de correlación positiva entre los parámetros fisicoquímicos (Tur, TSS, SS, DBO, DQO), nutrientes (PO₄ y P) y CF, excepto el pH (Figura 2). Por el contrario, interacciones positivas y negativas de los parámetros se observan en las bahías/estuarios. El comportamiento observado puede atribuirse al tipo de naturaleza del agua. Las correlaciones observadas también han sido reportadas previamente en la literatura para agua de río (Edokpayi, Odiyo, Popoola, & Msagati, 2018).

La normativa nacional advierte sobre la pertinencia del uso de los recursos hídricos pertenecientes a la zona centro-norte de Sinaloa (Figura 3 y Figura 4). El análisis multivariado revela que el perfil de calidad del agua se definió por el punto de muestreo (caudal y desembocadura) y el tipo de recurso hídrico (Figura 3). Esto significa que los ríos, drenes y costa comparten un perfil de calidad propio, y denotan similitud con los factores de riesgo. En este estudio es evidente que los caudales de los

recursos hídricos están expuestos a la contaminación de diversas fuentes, tales como la intensificación de las actividades antrópicas y la descarga constante de aguas residuales, lo que aumenta los valores de los parámetros analizados de calidad del agua. Los caudales de los drenes representaron los cuerpos de agua cuya calidad se cuestiona por el mayor número de parámetros que participan como factores de riesgo (Figura 3). No bastante, se sugiere un efecto de captura de contaminantes atribuibles a la vegetación de estos ecosistemas (Escobedo *et al.*, 1999; Muñoz *et al.*, 2011). La emergencia de parámetros fuera de especificación en ciertas muestras de la desembocadura de drenes y ríos es alarmante (Figura 3), y podría ser una consecuencia de la recepción continua de contaminantes a lo largo del flujo (Yang, Xu, Milliman, Yang, & Wu, 2015).

La calidad ecológica de las muestras de la desembocadura y bahías de la red hidrográfica de Sinaloa está determinada por fuentes que incrementan la concentración de nutrientes (Figura 3). La atención debe prestarse a los altos valores en estas fuentes de agua, ya que el fenómeno de la eutrofización podría estarse desarrollando (Lawniczak *et al.*, 2016), y eso explique que el OD esté fuera de especificación (Figura 2). Se tiene documentado que la presión osmótica ejercida por la salinidad del agua de mar suprime la presencia de CF (Rodríguez *et al.*, 2016), lo cual podría estarse observando en este estudio. No obstante, aquí se describió que los compuestos nitrogenados (NO_3 y NO_2) tienen una relación positiva con la concentración de CF (Figura 2). Hoy en día, la colocación de humedales en cuerpos de agua participa como un mecanismo para la eliminación de

contaminantes fisicoquímicos (Maine *et al.*, 2016; Cervantes, Londoño, Gutiérrez, & Peñuela, 2017) y microbiológicos (Hathaway, Hunt, Graves, Bass, & Caldwell, 2011) que mantiene el balance ecológico.

La pertinencia de uso de los recursos hídricos de Sinaloa como fuente de agua ha sido una característica controversial. Nuestro estudio revela la pertinencia para el desarrollo de vida acuática, y que el agua para abastecer las actividades económicas y recreativas debe ser tomada con precaución (Figura 4). Se ha informado que los recursos hídricos en Sinaloa están continuamente expuestos a la explotación y contaminación (Conagua, 2016). También las condiciones microbiológicas de los ríos Humaya, Tamazula y Culiacán han sido cuestionadas por la detección de *Salmonella* spp. (Jiménez & Chaidez, 2012). En contraste, Rodríguez *et al.* (2016) y Ruiz-Luna *et al.* (2017) han reportado condiciones fisicoquímicas y microbiológicas aceptables del agua de río El Fuerte, río Sinaloa y río Culiacán para uso antrópico. En cualquier caso, la asignación de un uso normativo del agua es un hecho que debe interpretarse con precaución. La normatividad nacional NOM-001-SEMARNAT-2021 y CE-CCA-001/89 son criterios regulatorios mexicanos que determinan el perfil de calidad ecológica que permite inferir la seguridad y el uso adecuado del agua para actividades antrópicas y de relevancia para el desarrollo de la vida acuática.

Los resultados del ICA mostraron que la mayoría de los caudales de ríos y drenes (72 %) presenta una buena calidad, y está en consonancia con su pertinencia para la vida acuática y actividad agrícola. Cabe señalar

que aquellos drenes catalogados con ICA de "calidad mala" están situados en los municipios de Ahome ($n = 2$), Navolato ($n = 2$) y Culiacán ($n = 1$); tales resultados podrían estar relacionados con la recepción de residuos procedentes de la actividad industrial y humana próxima, y por tener la tasa demográfica más alta. La bondad de la ecuación del ICA propuesta por Rubio *et al.* (2016) se debe a los criterios de selección, ponderación y cumplimiento de los parámetros incluidos de acuerdo con la legislación mexicana y a que considera el nivel de contaminación aparente del recurso hídrico durante el muestreo. El ICA calculado dio una primera aproximación del nivel de contaminación y uso potencial del agua.

Conclusiones

Estos hallazgos proponen que la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa tiene un manejo antrópico similar, dado que cada tipo de recurso hídrico comparte similitud con la calidad y los factores que denotan el desequilibrio de estos ecosistemas. El análisis de correlación y multivariado son herramientas que permiten identificar los parámetros de calidad que funcionan como indicadores para explicar el comportamiento y la naturaleza del agua, con la finalidad de mejorar la calidad. La

importancia de vigilar la calidad y seguridad de la red hidrográfica de la región se debe a que representa la fuente de agua para abastecimiento de las actividades del sector económico y recreacional. Por ello, se alerta a las instancias pertinentes a realizar un monitoreo periódico de los recursos hídricos e implementar medidas de mitigación que permitan un manejo controlado y vigilado de estos cuerpos de agua.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento al Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación PROFAPI2015/063 de la Universidad Autónoma de Sinaloa, y al Consejo de Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), en el marco del Fondo Sectorial Conagua-Conacyt, que financiaron esta investigación. Además, se agradece al Conacyt por la beca para estudios de posgrado otorgada a Kenia Sarai Arce-Navarro.

Referencias

- Brandini, N., De-Castro, A. P., Matanó, I., Cotovicz, I. C., Adriaan, B., & Machado, W. (2016). Nutrient behavior in a highly-eutrophicated tropical estuarine system. *Acta Limnológica Brasileña*, 28, e-21. DOI: 10.1590/S2179-975X3416
- Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Gutiérrez, F. R., & Peñuela, G. A. (2017). Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando



- Cyperus papyrus*. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(5), 105-116.
DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-07
- Ciobotaru, I. E., Marcu, E., Cimpoeru, C., Savin, I., & Ivanov, A. A. (2017). Nutrient speciation in sediment and water quality assessment of the Circului lake, Bucharest. *Aes Bioflux*, 9(1), 6-16. Recuperado de <http://www.aes.bioflux.com.ro/docs/2017.6-16.pdf>
- Copaja, S. V., Muñoz, G. S., Nuñez, V. R., Pérez, C., Vila, I., & Véliz, D. (2016). Effects of a dam reservoir on the distribution of heavy metals in two Chilean native freshwater fish species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97(1), 24-30. DOI: 10.1007/s00128-016-1838-z
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Estadísticas del agua en México* (16a ed.). Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.
- DEQ, Department of Environmental Quality. (2016). *Air, land and water*. Oregon, USA: Department of Environmental Quality. Recuperado de <http://www.oregon.gov/deq/pages/index.aspx>.
- Edokpayi, J. N., Odiyo, J. O., Popoola, E. O., & Msagati, T. A. M. (2018). Evaluation of microbiological and physicochemical parameters of alternative source of drinking water: A case study of Nzhelele River, South Africa. *The Open Microbiology Journal*, 12, 18-27. DOI: 10.2174/1874285801812010018
- EPA, Environmental Protection Agency (1986). *Quality criteria for water*. Washington, DC, USA: Environmental Protection Agency.

- Escobedo, U. D., Hernández, M. T., Herrera, N., Ulloa, A. E., & Chiquete, Y. (1999). Calidad bacteriológica del sistema lagunar de san Ignacio-Navachiste, Sinaloa. *Ciencia y Mar*, 3(9), 17-27. Recuperado de http://cienciaymar.mx/Revista/index.php/cienciaymar/issue/view/58/ART9_2
- Frías-Espericueta, M. G., Mejía-Cruz, I., Osuna, I., Muy-Rangel, M. D., Rubio-Carrasco, W., Aguilar-Juárez, M., & Voltolina, D. (2014). Metal discharges by Sinaloa rivers to the coastal zone of NW Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(2), 132-136. DOI: 10.1007/s00128-013-1158-5
- Gupta, N., Pandey, P., & Hussain, K. (2017). Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. *Water Science*, 31(1), 11-23. DOI: 10.1016/j.wsj.2017.03.002
- Haenn, N., Harnish, A., & Wilk, R. (2016). *The environmental in anthropology: A reader in ecology, culture, and sustainable living* (2nd ed.). New York, USA: New York University Press.
- Hathaway, J. M., Hunt, W. F., Graves, A. K., Bass, K. L., & Caldwell, A. (2011). Exploring fecal indicator bacteria in a constructed stormwater wetland. *Water Science and Technology*, 63(11), 2707-2712. DOI: 10.2166/wst.2011.539

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2016). *Anuario estadístico y geográfico de Sinaloa 2016*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Jiménez, M., & Chaidez, C. (2012). Improving Salmonella determination in Sinaloa rivers with ultrafiltration and most probable number methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(7), 4271-4277. DOI: 10.1007/s10661-011-2262-9
- Katyal, D. B. N. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *International Journal Environmental Science*, 2, 154-173. Recuperado de <https://ssrn.com/abstract=2160726>
- Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29(1), 78-107. DOI: 10.1017/S0376892902000061
- Lawniczak, A. E., Zbierska, J., Nowak, B., Achtenberg, K., Grześkowiak, A., & Kanas, K. (2016). Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(1), 172. DOI: 10.1007/s10661-016-5167-9
- Lefevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2014). Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and rate in bioretention cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141, 1-23. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000876

- Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. C., Di-Luca, G. A., & Mufarrege, M. M. (2016). Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en santa fe, argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(1), 5-16. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1146>
- Moreno, D. P., Quinero, J., & López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Contacto*, 78, 25-33. Recuperado de <http://www2.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n78ne/eutrofia2.pdf>
- Muñoz, P., Menanteau, I., & Escobedo, D. (2011). Changes in land use and their impact on the coastal zone in Northern Sinaloa (Gulf of California, México). *Wit Press*, 149, 77-86. DOI: 10.2495/CP110071
- Nazeer, S., Hashmi, M. Z., & Malik, R. N. (2014). Heavy metals distribution, risk assessment and water quality characterization by water quality index of the river Soan, Pakistan. *Ecological Indicators*, 43, 262-270. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.03.010
- Ngatia, L., Grace III, J. M., Moriasi, D., & Taylor, R. (2019). Nitrogen and phosphorus eutrophication in marine ecosystems. In: Bachari-Fouzia, H. (eds.). *Monitoring of marine pollution*. DOI: 10.5772/intechopen.81869

- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2022). *Agua*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Ribeiro, D. N., Aparecido, A., Lajarim, R., & Sergio, P. (2014). Electrical conductivity and emerging contaminant as markers of surface freshwater contamination by wastewater. *Science of the Total Environment*, 484, 19-26. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.135
- Rodríguez, H. B., González, I. C., Trigueros, J. A., Ávila, J. A., & Arciniega, M. A. (2016). Calidad del agua: caracterización espacial en época de sequía en el río Fuerte, Sinaloa, México. *Ciencia desde el Occidente*, 3(1), 35-47. Recuperado de <https://biblat.unam.mx/hevila/CienciadesdeelOccidente/2015-2016/vol3/no1/3.pdf>
- Rubio, H. O., Rey, N. I., Quintana, R. M., Ochoa, J. M., Saucedo, R. A., & Ortiz, R. C. (2016). Recreational water quality index (RWQI) for Colina lake in Chihuahua, Mexico. *Acta Universitaria*, 26(3), 14-22. DOI: 10.15174/au.2016.901
- Ruiz-Luna, A., Hernández-Guzmán, R., García-de León, F. J., & Ramírez-Huerta, A. L. (2017). Potential distribution of endangered Mexican golden trout (*Oncorhynchus chrysogaster*) in the rio Sinaloa and rio Culiacan basins (Sierra Madre Occidental) based on landscape characterization and species distribution models. *Environmental Biology of Fishes*, 100, 981-993. DOI: 10.1007/s10641-017-0624-z

- Sarkar, C., & Abbasi, S. A. (2006). Qualidex: A new software for generating water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119(1-3), 201-231. DOI: 10.1007/s10661-005-9023-6
- Subasinghe, R., Soto, D., & Jia, J. (2009). Global aquaculture and its role in sustainable development. *Reviews in Aquaculture*, 1(1), 2-9. DOI: 10.1111/j.1753-5131.2008.01002.x
- Tietenberg, H., & Lewis, L. (2018). *Environmental and natural resource economics* (11th ed). New York, USA: Routledge.
- Yang, S. L., Xu, K. H, Milliman, J. D., Yang, H. F., & Wu, C. S. (2015). Decline of Yangtze River water and sediment discharge: Impact from natural and anthropogenic changes. *Scientific Reports*, 5, 12581. DOI: 10.1038/srep12581