



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias $\mathcal{E}$ Agua



Fraccionamiento ex hacienda Soltepec, Huamantla, Tlaxcala, México. Foto: Alejandro Lima Lima.



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Estimación del volumen escurrido anual en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, mediante análisis de frecuencias regional

Daniel Francisco Campos-Aranda

Rainfall and temperature trends in the Altiplano Potosino region, Mexico (1975-2015)

Hermann Rocha-Escalante

Araceli Jaimes-Arredondo

Antonio Cardona-Benavides

Clemente Rodríguez-Cuevas

Germán Giácoman-Vallejos

Jorge Aceves-de Alba

María Elena García-Arreola

Rodolfo Cisneros-Almazán

Metodología para calibración/validación de modelos determinísticos en cuencas hidrográficas

Edwin Arley Toledo-Cubillos

Alberto Galvis-Castaño

Sinuosidad y dimensión fractal de cauces chilenos

Francisco Martínez

Hernán Madrid

Bioadsorción de Co(II) y Mn(II) en soluciones acuosas por la bacteria *Rhodococcus opacus*

Amanda Mauro Rodrigues-Pimentel

Patrícia Reynoso-Quispe

Rita Jaqueline Cabello-Torres

Lorgio Gilberto Valdiviezo-Gonzales

Metodología de ponderación morfométrica e hidrogeoquímica para clasificar la susceptibilidad a la meteorización química en las subcuencas del río Caplina, Tacna, Perú

Alissa Vera

Mahendra P. Verma

Edwin Pino-Vargas

German Huayna



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Estimation of annual runoff volume in Hydrological Region No. 10 (Sinaloa), Mexico, through regional frequency analysis 1

Daniel Francisco Campos-Aranda

Tendencias de precipitación y temperatura en el Altiplano Potosino, México (1975-2015) 75

Hermann Rocha-Escalante

Araceli Jaimes-Arredondo

Antonio Cardona-Benavides

Clemente Rodríguez-Cuevas

Germán Giácoman-Vallejos

Jorge Aceves-de Alba

María Elena García-Arreola

Rodolfo Cisneros-Almazán

Methodology for calibration/validation of deterministic models in the catchment 127

Edwin Arley Toledo-Cubillos

Alberto Galvis-Castaño

Sinuosity and fractal dimension of Chilean rivers 172

Francisco Martínez

Hernán Madrid

*Bioadsorption of Co(II) and Mn(II) in aqueous solutions by the *Rhodococcus opacus* bacterium* 225

Amanda Mauro Rodrigues-Pimentel

Patrícia Reynoso-Quispe

Rita Jaqueline Cabello-Torres

Lorgio Gilberto Valdiviezo-Gonzales

Morphometric and hydrogeochemical weighting methodology to classify susceptibility to chemical weathering in the sub-basins of the Caplina River, Tacna, Peru 276

Alissa Vera

Mahendra P. Verma

Edwin Pino-Vargas

German Huayna

Evaluation conditions to treat slime water with coagulant-bioflocculant by orthogonal design	<i>Condiciones de evaluación para el tratamiento del agua de fango de carbón con coagulante-bioflocculante por prueba ortogonal</i>	341
<i>Yu Kang</i>	Yu Kang	
<i>Cheng Peng</i>	Cheng Peng	
<i>Fengyuan Zhang</i>	Fengyuan Zhang	
<i>Jie Xing</i>	Jie Xing	
<i>Lixin Li</i>	Lixin Li	
<i>Fang Ma</i>	Fang Ma	
<i>Yan Liu</i>	Yan Liu	

Diseño de biocolumnas con biomasa seca y triturada de <i>E. crassipes</i> para el tratamiento de agua contaminada con Cr (VI)	<i>Design of biocolumns with dry and crushed biomass of E. crassipes for the treatment of water contaminated with Cr (VI)</i>	375
<i>Uriel Fernando Carreño-Sayago</i>	Uriel Fernando Carreño-Sayago	

Notas (originales)
Notes (original)

Notas (traducción)
Notes (translation)

Predicción de la máxima demanda en un sector de la red de distribución de agua potable de la ciudad de Guanajuato, México	<i>Prediction of the maximum demand in a DMA of the water distribution network of Guanajuato City, Mexico</i>	414
<i>Laurent Reyes</i>	Laurent Reyes	
<i>Lizeth Torres</i>	Lizeth Torres	
<i>Martín Jiménez</i>	Martín Jiménez	
<i>Carlos Ríos</i>	Carlos Ríos	
Taxation of the use of Russian water resources	<i>Tributación del uso de los recursos hídricos rusos</i>	447
<i>Irina Bocharova</i>	Irina Bocharova	
<i>Alexander Rymanov</i>	Alexander Rymanov	

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-01

Artículos

Estimación del volumen escurrido anual en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, mediante análisis de frecuencias regional

Estimation of annual runoff volume in Hydrological Region No. 10 (Sinaloa), Mexico, through regional frequency analysis

Daniel Francisco Campos-Aranda¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9876-3967>

¹Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

Un objetivo de los estudios hidrológicos es la estimación del volumen escurrido anual (VEA) de cuencas sin aforos. Datos que son básicos en



el diseño de embalses. En este estudio, tal problema se resuelve por medio del *análisis de frecuencias regional*, con base en el método del *índice de escurrimientos*. Este enfoque se aplicó en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, procesando 22 registros de VEA, con amplitudes que variaron de 24 a 57 años. Por medio de la prueba de discordancia se eliminaron tres registros. La homogeneidad hidrológica regional se verificó con los 19 registros restantes y tres técnicas estadísticas: índices de estacionalidad, linealidad de los momentos ordinarios y regresión lineal entre momentos de probabilidad ponderada. Las pruebas de pérdida de homogeneidad de cada registro condujeron a eliminar cuatro, por mostrar tendencia lineal ascendente. Los 15 registros remanentes se procesaron de forma adimensional, al dividir sus datos entre su volumen escurrido medio anual (VEMA) y se concatenaron con el método de las estaciones-años, formando una serie de 539 datos. Para obtener la *curva de crecimiento regional* se aplicaron tres modelos probabilísticos: Pearson tipo III, Log-Normal y Transformación Potencial; adoptando el de menor error estándar de ajuste. El escalamiento de la distribución Log-Normal regional se logró con una relación logarítmica entre el VEMA y el área de cuenca de los registros procesados. Las Conclusiones detallan el procedimiento establecido y destacan la importancia de los resultados para generar secuencias sintéticas de VEA, igualmente probables de ocurrir. Por ello, se recomienda la aplicación sistemática del método del Índice de escurrimiento en otras regiones del país, para contar con tal método de estimación del VEA.

Palabras clave: volumen escurrido anual, momentos L, prueba de discordancia, índices de estacionalidad, homogeneidad hidrológica regional, tendencia lineal, error estándar de ajuste, secuencias sintéticas.

Abstract

One of the objectives of hydrological studies is the estimation of the annual runoff volume (*VEA*, for its name in Spanish) of watersheds without gauging. Such data is basic in the design of reservoirs. In this study, the estimation is provided through *regional frequency analysis*, based on the *Runoff Index* method. This approach was applied in the Hydrological Region No. 10 (Sinaloa), Mexico, for which 22 *VEA* records were processed, with amplitudes that varied from 24 to 57 years. Through the Discordance Test, three records were eliminated. Regional hydrological homogeneity was verified with the remaining 19 records and three statistical techniques: seasonality indices, linearity of ordinary moments, and linear regression between probability-weighted moments. The tests of loss of homogeneity of each record led to the elimination of four, due to their ascending linear trend. The 15 remaining records were processed in a dimensionless way, by dividing their data over their annual mean runoff volume (*VEMA*) and they were concatenated with the stations-years method, forming a series of 539 data. Three probabilistic models were applied to obtain the *regional growth curve*: Pearson type III, Log-Normal, and Potential Transformation; choosing the one with the smallest standard error of



fit. The scaling of the regional Log-Normal distribution was achieved with a logarithmic relationship between the *VEMA* and the basin area of the processed records. In the Conclusions section, the established procedure is detailed and the importance of the results to generate synthetic sequences of *VEA* is highlighted (which are equally probable to occur). Therefore, the systematic application of the Runoff Index procedure as a method of estimating the *VEA* in other regions of the country is recommended.

Keywords: Annual runoff volume, L moments, discordance test, seasonality indices, regional hydrological homogeneity, linear trend, standard error of fit, synthetic sequences.

Recibido: 13/04/2020

Aceptado: 11/05/2021

Introducción

Dimensionamiento de los embalses



La *hidrología superficial*, en relación con la estimación de los recursos hidráulicos, intenta contestar las siguientes dos preguntas: ¿de cuánta agua se dispone? y ¿cómo son sus valores extremos? Ambas cuestiones implican la estimación de los volúmenes disponibles de agua y de sus magnitudes extremas (crecientes y sequías), así como su ocurrencia o comportamiento a lo largo del tiempo.

Las obras hidráulicas clásicas de aprovechamiento son los *embalses*, los cuales pueden ser divididos en grandes y pequeños; los primeros son de propósitos múltiples y generalmente almacenan agua de los años húmedos y la utilizan en los años secos; los segundos guardan agua de las épocas de lluvias y la liberan en el siguiente estiaje. El diseño hidrológico de los embalses sean grandes o pequeños requiere de la estimación, en su sitio de proyecto, del régimen de escurrimientos anuales y mensuales, para su dimensionamiento. Además, son necesarias las crecientes de diseño para garantizar su seguridad hidrológica (Carr & Underhill, 1974; Zsuffa & Gálai, 1987; Skertchly-Molina, 1989).

Debido a la baja densidad de estaciones hidrométricas, la estimación del régimen de escurrimientos en el sitio de proyecto del embalse por lo general se realizaba antes del enfoque regional, con base en el concepto de similitud de cuencas. Entonces, un modelo hidrológico del proceso lluvia-escurrimiento calibrado en una cuenca

aforada se aplicaba a otra *similar*, pero sin datos hidrométricos (Cannarozzo, Noto, Viola, & La-Loggia, 2009).

Hoy día, el *análisis de frecuencias regional* permite el uso de toda la información hidrométrica disponible en un área geográfica a través de métodos o técnicas estadísticas que ayudan a definir una región o zona *homogénea* desde un punto de vista hidrológico; entonces, resulta factible y confiable establecer una función de distribución de probabilidades (FDP) común y adimensional en relación con un *valor índice* medio o mediano. Posteriormente, en cada región homogénea, se obtiene una relación empírica entre el valor índice, y diversas características morfológicas y climáticas de la cuenca fácilmente calculables, haciendo posible la generación de muestras sintéticas del volumen escurrido anual (VEA) en cualquier sitio de la región estudiada (Cannarozzo *et al.*, 2009). Blöschl, Sivapalan, Wagener, Viglione y Savenije (2013) indican que la hipótesis que rige este método establece que el volumen escurrido medio anual puede variar entre sitios de una región homogénea, dentro de la cual la FDP es idéntica y está definida por la curva de crecimiento (*growth curve*) adimensional.

Por otra parte, Skertchly-Molina (1989) ha expuesto una clasificación exhaustiva de los métodos que permiten dimensionar a los embalses. Tales técnicas se pueden dividir en dos tipos: (1) las que procesan los registros históricos de escurrimiento y (2) las que emplean registros sintéticos igualmente probables de ocurrir. Con respecto a la conveniencia de unas u otras, McMahon y Mein (1986) señalan que el registro histórico de escurrimientos es el menos

probable o factible de que se repita exactamente en el futuro. Además, indican que contar con alguna estimación de la sensibilidad de la estimación de la capacidad necesaria del embalse es muy útil para tomar decisiones más confiables. Lo anterior es posible haciendo uso de series sintéticas de escurrimientos anuales (Campos-Aranda, 2011).

Objetivo

Corresponde en este estudio el *análisis de frecuencias regional* del volumen escurrido anual (VEA), en millones de metros cúbicos (Mm³), en 22 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. Los resultados permiten generar secuencias sintéticas, de cualquier tamaño, igualmente probables de ocurrir del VEA, en los sitios de las estaciones hidrométricas utilizadas y en cualquier localidad sin datos de aforo dentro de la región hidrológica analizada. Se utilizó el método del *índice de escurrimiento*, similar al conocido índice de crecientes. Se trabajó con 19 registros. Después de aplicar la prueba de discordancia y la homogeneidad hidrológica regional se verificó con base en tres técnicas estadísticas. En seguida, se definió la FDP regional a través del error estándar de ajuste. Por

último, se encontró una ecuación logarítmica que relaciona el volumen escurrido medio anual y el área de cuenca.

Métodos y materiales

Método del índice de escurrimientos

Hosking y Wallis (1997) indican que las técnicas que integran el llamado *método del índice de crecientes* (*index flood method*) se pueden aplicar a cualquier tipo de datos. Tal método fue propuesto por Dalrymple (1960) para procesar datos de crecientes, también llamadas avenidas máximas o riadas (de ahí su nombre), y permite estimar un resumen de parámetros estadísticos procedentes de la agrupación de varias muestras o registros diferentes (Rahman, Haddad, & Eslamian, 2014; Ouarda, 2017).

Cuando existen registros de volúmenes escurridos anuales en NS sitios y en cada localidad j , el número de datos es n_i de volúmenes V_i^j . Entonces, se tiene que $V_i^j(F)$ con $0 < F < 1$ es la función de cuantiles

de la FDP de cada sitio j . La hipótesis básica del método de índice de escurrimientos establece que los sitios j forman una *región homogénea*, lo cual implica que las FDP de los NS sitios son idénticas, excepto por el factor de escalamiento, que es precisamente el *índice de escurrimientos* (IE^j). La ecuación del método es:

$$V^j(F) = IE^j \cdot q(F) \text{ con } j = 1, 2, \dots, NS \quad (1)$$

siendo $q(F)$ la *curva de crecimiento regional* (*regional growth curve*), es decir, una función de cuantiles adimensional y común a todos los sitios; $q(F)$ es una FDP regional o función común de los valores V_i^j / IE^j . Por lo general, el IE^j es igual al volumen escurrido medio anual ($VEMA^j$) de los datos de cada sitio, pero se puede emplear la mediana (Hosking & Wallis, 1997).

En el método del IE^j se aceptan las cuatro hipótesis siguientes: (1) los escurrimientos de cada sitio son independientes; (2) los escurrimientos de sitios diferentes son independientes; (3) las FDP en sitios diferentes son idénticas excepto por el factor de escalamiento, y (4) la forma matemática de la curva regional de crecimiento está perfectamente especificada (Hosking & Wallis, 1997).

El análisis de frecuencias regional, incluido el IE^j , tiene dos aplicaciones fundamentales dentro de la región homogénea: la primera se realiza en sitios con registros cortos o no confiables, y la segunda en localidades sin datos hidrométricos, utilizando las ecuaciones

empíricas obtenidas para la relación entre el *VEMA_i* y el área de cuenca, u otras características morfológicas de la cuenca o del cauce principal.

Momentos y cocientes L

Los momentos L (λ_r) son combinaciones lineales de los *momentos de probabilidad ponderada* (β_r) desarrollados por Greenwood, Landwehr, Matalas y Wallis (1979), los cuales son parámetros estadísticos de los datos ordenados. Los momentos L han demostrado ser un sistema eficiente y robusto para el ajuste de las FDP utilizadas actualmente en hidrología o establecidas bajo precepto. Sus ecuaciones de cálculo son (Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Stedinger, 2017):

$$\lambda_1 = \beta_0 \quad (2)$$

$$\lambda_2 = 2 \cdot \beta_1 - \beta_0 \quad (3)$$

$$\lambda_3 = 6 \cdot \beta_2 - 6 \cdot \beta_1 + \beta_0 \quad (4)$$

$$\lambda_4 = 20 \cdot \beta_3 - 30 \cdot \beta_2 + 12 \cdot \beta_1 - \beta_0 \quad (5)$$

En tal sistema se definen los cocientes (τ) de momentos L , comenzando con $L-Cv$, que es análogo a este coeficiente, y después los de similitud con los coeficientes de asimetría y de curtosis, los cuales son:

$$\tau_2 = \lambda_2 / \lambda_1 \quad (6)$$

$$\tau_3 = \lambda_3 / \lambda_2 \quad (7)$$

$$\tau_4 = \lambda_4 / \lambda_2 \quad (8)$$

En una muestra de tamaño n , con sus elementos X_i expuestos en orden ascendente ($X_1 \leq X_2 \leq \dots \leq X_n$), los estimadores insesgados de β_r se obtienen con la expresión general siguiente:

$$\beta_r = \frac{1}{n} \sum_{i=r+1}^n \frac{(i-1) \cdot (i-2) \cdot \dots \cdot (i-r)}{(n-1) \cdot (n-2) \cdot \dots \cdot (n-r)} X_i \text{ con } r = 0, 1, \dots, 4 \quad (9)$$

Prueba de discordancia



En todo análisis de frecuencias regional se deben realizar, como mínimo, las dos verificaciones siguientes: (1) cada muestra o serie de datos de un sitio debe ser revisada para buscar datos erróneos, es decir, valores demasiado grandes o extremadamente reducidos, así como repetidos, los cuales se pudieron originar en la transcripción, y (2) se deben comparar las muestras entre ellas y con las más cercanas para verificar un cambio en magnitud, por ejemplo, conforme el tamaño de la cuenca crece o su ubicación varía de una zona a otra de la región analizada (Hosking & Wallis, 1997; Campos-Aranda, 2010) (Tabla 1).

Tabla 1. Valores críticos de la discordancia (D_j) según el número de estaciones del grupo bajo análisis (Hosking & Wallis, 1997).

<i>NS</i>	<i>D_c</i>	<i>NS</i>	<i>D_c</i>	<i>NS</i>	<i>D_c</i>
5	1.333	9	2.329	13	2.869
6	1.648	10	2.491	14	2.971
7	1.917	11	2.632	≥ 15	3.000
8	2.140	12	2.757	-	-

Afortunadamente, los valores erróneos, los eventos dispersos (*outliers*), la tendencia, y los saltos o cambios en la media de los datos son reflejados en los momentos L de la muestra (ecuaciones (2) a (5)). Por ello, una mezcla conveniente de los cocientes L en un solo estadístico (D_i) que mida la *discordancia* entre los cocientes L del sitio y los promedio de grupo se ha sugerido como prueba básica para detectar sitios que son *discordantes* con el grupo como un todo (Hosking & Wallis, 1997).

Suponiendo que existen NS sitios en el grupo que se analiza, se define a $\mathbf{u}_j = [t_2^i \ t_3^i \ t_4^i]^T$ como un vector que contiene los cocientes L de la muestra: t_2 , t_3 y t_4 de cada sitio j , definidos por las ecuaciones (6) a (8). El superíndice T significa transpuesto, ya que $\mathbf{u}_j$ es un vector renglón. El vector promedio (no ponderado) del grupo será (Hosking & Wallis, 1997):

$$\bar{\mathbf{u}} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^{NS} \mathbf{u}_j \quad (10)$$

La matriz $\mathbf{A}$ de suma de cuadrados y de productos cruzados estará definida como:

$$\mathbf{A} = \sum_{j=1}^{NS} (\mathbf{u}_j - \bar{\mathbf{u}}) \cdot (\mathbf{u}_j - \bar{\mathbf{u}})^T \quad (11)$$

Finalmente, la medida de la discordancia de cada sitio será:



$$D_j = \frac{NS}{3} (\mathbf{u}_j - \bar{\mathbf{u}})^T \cdot \mathbf{A}^{-1} \cdot (\mathbf{u}_j - \bar{\mathbf{u}}) \quad (12)$$

Entonces, cuando D_j es mayor que los valores críticos (D_c), el sitio será discordante con el grupo.

Índices de estacionalidad

Zrinji y Burn (1996), Burn (1997), Cunderlik y Burn (2002), y De-Michele y Rosso (2002) han sugerido que la fecha de ocurrencia media de las crecientes y la regularidad estacional se pueden utilizar como medidas de *similitud* de la respuesta hidrológica de una cuenca, de manera que tales cuencas se pueden integrar en una región con propósitos de un análisis regional de frecuencias. Este enfoque de regionalización tiene la ventaja de reservar el uso de la información hidrométrica para verificar la homogeneidad regional. En este estudio del VEA se evaluó la fecha de ocurrencia media del volumen escurrido máximo mensual de cada año y la regularidad estacional.

Los estadísticos direccionales datan de principios de la década de 1970 y constituyen una herramienta simple para definir medidas de



similitud procedentes de las fechas de ocurrencia de los eventos analizados. En México fueron introducidos por Ramírez-Orozco, Gutiérrez-López y Ruiz-Silva (2009).

Existen diversas convenciones o formas de usar el círculo para definir los estadísticos direccionales; en adelante se usará la que tiene semejanza con las horas del reloj debido a que se analizan los 12 meses del año, entonces se tiene que enero es la una; junio, las seis; septiembre, las nueve, y diciembre es las 12.

Para establecer los índices de estacionalidad, se comienza por transformar el mes de ocurrencia de cada volumen escurrido máximo mensual de cada año, a ángulo de avance en grados (θ_i), con 30° de incremento en cada mes; con 15° para enero, con 75° para marzo, 135° para mayo, 225° para agosto, 285° para octubre, etcétera.

Teniendo n datos del mes en que ocurrió el volumen escurrido máximo mensual de cada año, las coordenadas promedio del ángulo medio ($\bar{\theta}$) de los máximos mensuales serán:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \text{sen}(\theta_i) \quad (13)$$

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \text{cos}(\theta_i) \quad (14)$$

Por lo tanto, la *dirección media* $\bar{\theta}$ de la ocurrencia promedio de los meses del escurrimiento máximo mensual en coordenadas polares será:

$$\bar{\theta} = \tan^{-1} \left(\frac{\bar{x}}{\bar{y}} \right) \quad (15)$$

La aplicación de la ecuación anterior se realiza obteniendo primero el ángulo alfa (α) tangente de $\bar{x}$ entre $\bar{y}$, ambas con signo positivo; entonces si $\bar{x}$ y $\bar{y}$ son positivas $\bar{\theta} = \alpha$, si $\bar{x} > 0$ y $\bar{y} < 0$ $\bar{\theta} = 180^\circ - \alpha$, si ambas son negativas $\bar{\theta} = 180^\circ + \alpha$ y por último, si $\bar{x} < 0$ y $\bar{y} > 0$ $\bar{\theta} = 360^\circ - \alpha$.

Se puede esperar que cuencas con valores similares del $\bar{\theta}$ presenten semejanzas en otras características hidrológicas importantes. El ángulo $\bar{\theta}$ puede estar relacionado con el tamaño de la cuenca y su localización geográfica dentro de la región analizada.

Una medida de la *variabilidad* de las n fechas de ocurrencia de los escurrimientos máximos mensuales de cada año, en relación con el $\bar{\theta}$, se puede estimar calculando la resultante media, cuya expresión es:

$$\bar{r} = \sqrt{\bar{x}^2 + \bar{y}^2} \quad (16)$$

El *índice de estacionalidad* $\bar{r}$ es una medida adimensional de la dispersión de los datos, toma valores entre cero y uno. Un valor unitario indica que todos los escurrimientos máximos mensuales ocurren en el mismo mes; en cambio, un valor cercano a cero implica gran variabilidad de ocurrencias a lo largo de todo el año.

Prueba de la linealidad de los momentos ordinarios

Gupta, Mesa y Dawdy (1994) encuentran que si una región es homogénea con respecto a la variable hidrológica X_i , entonces sus momentos ordinarios (MO_s) muestran linealidad logarítmica con las áreas de cuenca (A). Por lo anterior, la expresión siguiente (Ferro & Porto, 2006) permite verificar tal linealidad:

$$MO_s = \frac{\sum_{i=1}^n [X_i^s(A)]}{n} \text{ con } s = 1, 2, 3, 4 \quad (17)$$

siendo s el orden del momento; n , el número de elementos del registro, y $X_i^s(A)$ el dato asociado con el valor del área de cuenca. Llevando a una gráfica semilogarítmica, los tamaños de cuenca en las abscisas en la escala logarítmica y en las ordenadas, en escala aritmética, los

logaritmos decimales de MO_s , se pueden calcular las pendientes de cada agrupación o nube de momentos de orden s , por medio de rectas de regresión lineal de tipo siguiente:

$$MO_s = b + m \cdot (\log A) \quad (18)$$

Prueba de la regresión lineal de los β_r

Kumar, Guttarp y Foufoula-Georgiu (1994) propusieron un test que verifica la homogeneidad hidrológica regional, basado en una ecuación similar a la anterior, pero que utiliza los momentos de probabilidad ponderada (β_r). Esta prueba fue aplicada por De-Michele y Rosso (2002), y Ferro y Porto (2006). Una versión asociada con el concepto Kumar *et al.* (1994) fue empleada y verificada por Varas (2000) en EUA, Francia, Inglaterra y Chile, para las relaciones lineales de β_r de un cierto orden y el orden inmediato inferior. Lo anterior significa que se cumple la siguiente regresión lineal en una región homogénea hidrológicamente:

$$\beta_r = b + m \cdot \beta_{r-1} \text{ con } r = 1, 2, \dots, 4 \quad (19)$$



en la cual b y m son la ordenada al origen y la pendiente de la recta de regresión lineal (ecuaciones (22) y (23)), cuya calidad del ajuste la define el coeficiente de correlación lineal (r_{xy}):

$$r_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (\beta_{r-1}^i - \bar{\beta}_{r-1}) \cdot (\beta_r^i - \bar{\beta}_r)}{\left[\sum_{i=1}^n (\beta_{r-1}^i - \bar{\beta}_{r-1})^2 \cdot (\beta_r^i - \bar{\beta}_r)^2 \right]^{1/2}} \quad (20)$$

Recta de regresión para una tendencia lineal

Se considera que la variable dependiente (y) son los volúmenes escurridos anuales VEA_i en Mm^3 , y los tiempos o años T_i son las abscisas (x), en este caso iguales al i -ésimo valor i . Para probar si la pendiente (m) de la recta de regresión ajustada por mínimos cuadrados de los residuos es estadísticamente diferente de cero, se usa una prueba basada en la distribución t de Student, definida por las ecuaciones siguientes (Ostle & Mensing, 1975):

$$VEA_i = b + m \cdot T_i \quad (21)$$



$$b = \overline{VEA} - m \cdot \bar{T} \quad (22)$$

$$m = \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n VEA_i \cdot i - \overline{VEA} \cdot \bar{T}}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n i^2 - \bar{T}^2} \quad (23)$$

$$t = \frac{m}{\sqrt{S_m^2}} \quad (24)$$

$$S_m^2 = \frac{S_E^2}{\sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2} \quad (25)$$

$$S_E^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (VEA_i - \overline{VEA})^2}{(n-2)} \quad (26)$$

$\overline{VEA}$ y $\bar{T}$ son las medias; en la ecuación anterior, $\overline{VEA}_i$ es el valor estimado con la recta de regresión (ecuación (21)); S_E^2 y S_m^2 son las varianzas de los errores y de la pendiente. Si el valor calculado t es mayor que el crítico (t_c) obtenido para la distribución t de Student con $n - 2$ grados de libertad y $\alpha = 5 \%$ en una prueba de dos colas, la pendiente m es significativa, es decir, existe tendencia lineal. El problema de esta prueba es que no distingue entre persistencia y tendencia (Adeloye & Montaseri, 2002). Para estimar el valor de t_c se utiliza el algoritmo propuesto por Zelen y Severo (1972), con $Z = 1.95996$ para una confiabilidad $(1 - \alpha)$ del 95 %:

$$t_c = Z + G1/v + G2/v^2 + G3/v^3 + G4/v^4 \quad (27)$$

donde:

$$G1 = (Z^3 + Z)/4$$

$$G2 = (5Z^5 + 16Z^3 + 3Z)/96$$

$$G3 = (3Z^7 + 19Z^5 + 17Z^3 - 15Z)/384$$

$$G4 = (79Z^9 + 776Z^7 + 1482Z^5 - 1920Z^3 - 945Z)/92160$$

Información hidrométrica disponible

En la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, existen 42 estaciones hidrométricas con registro confiable y sólo 22 tienen su régimen de escurrimientos no afectado por los embalses y registros mayores de 20 años, por ello fueron las utilizadas. En el sistema BANDAS (IMTA, 2002) se obtuvo toda la información de *volúmenes escurridos anuales* de tales estaciones de aforos, cuyas características generales se presentan en la Tabla 2, expuestas en orden decreciente



de tamaño de cuenca. Esta información procede del CD-1, está expuesta a nivel mensual y se procesará, como ya se indicó, en millones de metros cúbicos (Mm³). Lógicamente, los registros de las estaciones hidrométricas Guamúchil y Huites abarcan hasta antes del año en que la construcción del embalse respectivo (Eustaquio Buelna y Luis Donaldo Colosio) afectó su régimen.

Tabla 2. Características generales de las 22 estaciones hidrométricas procesadas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Núm.	Nombre	Río o arroyo	RP y (NA)	A (km ²)	VEMA (Mm ³)
1	Huites	R. Fuerte	*1942-1992 (51)	26 057	4 314.818
2	San Francisco	R. Fuerte	*1942-1973 (32)	17 531	2 469.040
3	Santa Cruz	R. San Lorenzo	1944-1987 (44)	8 919	1 655.043
4	Guatenipa II	R. Humaya	*1969-2001 (33)	8 252	1 563.583
5	Jaina	R. Sinaloa	*1942-1998 (57)	8 179	1 372.602
6	Palo Dulce	R. Chinipas	1968-1982 (25)	6 439	932.573
7	Ixpalino	R. Piaxtla	1953-1988 (36)	6 166	1 469.099
8	La Huerta	R. Humaya	*1970-1999 (30)	6 149	1 108.251
9	Toahayana	R. Petatlán	1958-1985 (28)	5 281	1 101.878
10	Urique II	R. Urique	*1968-1994 (27)	4 000	434.820
11	Tamazula	R. Tamzula	1963-1992 (30)	2 241	620.315
12	Naranjo	A. Ocoroni	*1939-1984 (46)	2 064	202.032

13	Acatitán	R. Elota	1955-1994 (40)	1 884	417.784
14	Guamúchil	R. Mocorito	*1939-1971 (33)	1 645	128.734
15	Choix	R. Choix	1955-1985 (31)	1 403	294.790
16	Badiraguato	R. Badiraguato	*1960-1999 (40)	1 018	252.900
17	El Quelite	R. Quelite	1961-1992 (32)	835	148.317
18	Zopilote	A. Cabrera	1939-1986 (48)	666	83.262
19	El Bledal	A. El Bledal	*1938-1994 (57)	371	45.637
20	Pericos	A. Pericos	*1961-1992 (32)	270	47.586
21	La Tina	A. Sivajahui	*1960-1983 (24)	254	7.545
22	Bamícori	A. Baroten	*1951-1983 (33)	223	12.672

Descripción de acrónimos:

RP = años del registro procesado.

NA = número de años.

A = área de cuenca.

VEMA = volumen escurrido medio anual.

*registros continuos.

En la cuarta columna de la Tabla 2 se han indicado con un asterisco los 13 registros que son continuos, es decir, que no presentan dudas para la definición de su lapso de años completos. En los nueve restantes, que son: Santa Cruz, Palo Dulce, Ixpalino, Toahayana, Tamazula, Acatitán, Choix, El Quelite y Zopilote, se tienen dos o más años faltantes, por lo general después del año de 1980, y por ello existe dificultad para definir el periodo de años por procesar.



En la Figura 1 se muestra la localización geográfica de las 22 cuencas que definen las estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, citadas en la Tabla 2, las cuales serán procesadas en su registro de VEA.

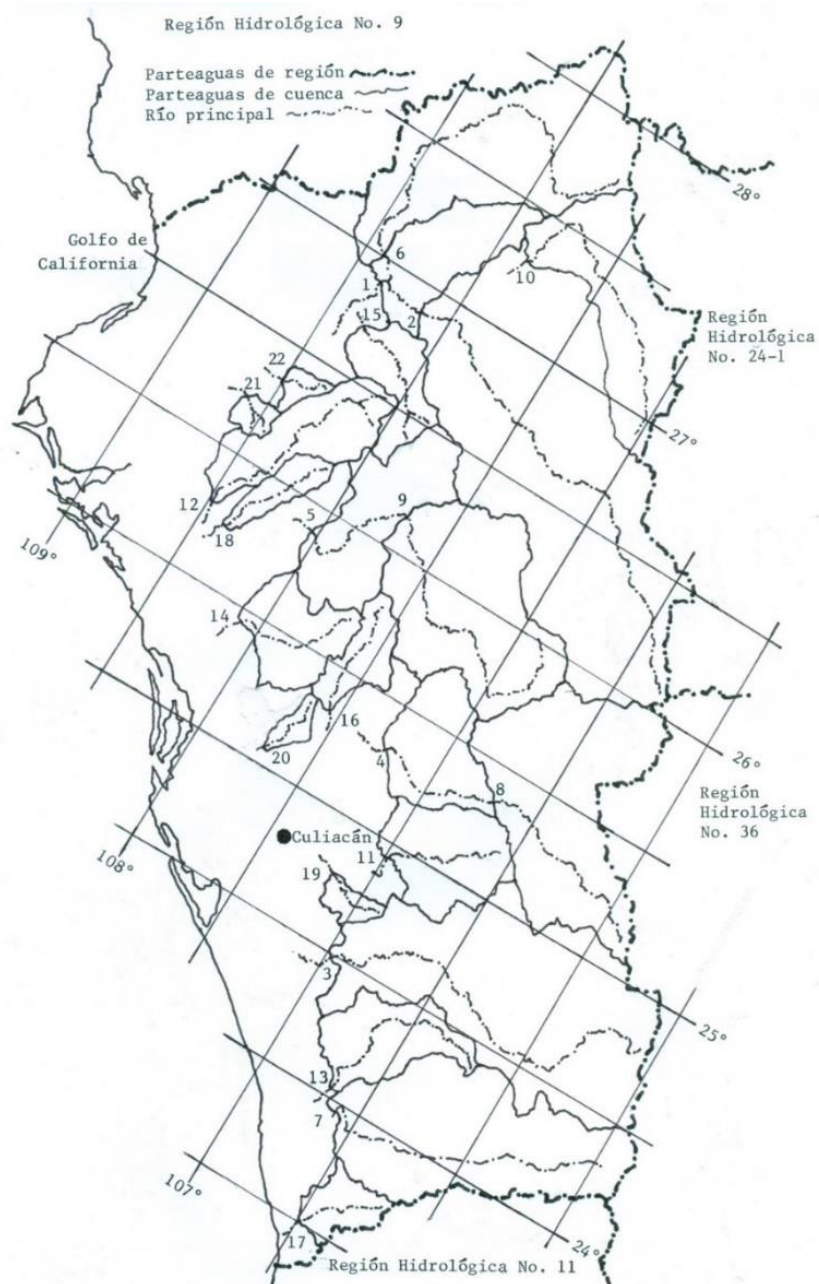


Figura 1. Localización en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, de las cuencas de las 22 estaciones hidrométricas procesadas.

Lapsos de los registros por procesar

En la definición de los lapsos de registro de volumen escurrido anual por procesar se pueden establecer dos enfoques de trabajo: (1) como registros de datos independientes e idénticamente distribuidos, y (2) como serie cronológica. El primer formato obedece al requisito del análisis de frecuencias y permite seleccionar registros interrumpidos por uno o varios años. El segundo formato implica conservar las secuencias de años húmedos y secos, y es como se deben estudiar los escurrimientos; por ello, se adoptó. En la cuarta columna de la Tabla 2 se indican los lapsos de *registro continuo* que serán procesados.

Definidos tales lapsos continuos se calcularon, como se detalla en el inciso siguiente, los datos mensuales faltantes de los años incompletos, así como los años faltantes, para poder definir el *volumen escurrido medio anual (VEMA)*, el cual se cita en la última columna de la Tabla 2.

Deducción de datos faltantes



Para la estimación de los volúmenes escurridos mensuales faltantes en los años incompletos se siguió un método simple, el cual consistió en promediar el mismo mes del año anterior y del posterior, para asignar tal valor al mes faltante. Lo anterior se considera aceptable debido a la regularidad que presenta la temporada de escurrimientos año con año. Con tal procedimiento se completaron los registros en las estaciones San Francisco, Santa Cruz, Guatenipa II, Jaina, Palo Dulce, La Huerta, Toahayana, Naranjo, Choix y Pericos, en uno o dos años.

Para los años faltantes se aplicó el transporte ponderado con el inverso de la distancia entre estaciones hidrométricas (Campos-Aranda, 2008), empleando dos o más registros. Tal fue el caso del año 1987 en la estación El Quelite, con base en Ixpalino y Acatitán; así como del año 1985 de Tamazula, empleando Santa Cruz y Guatenipa II.

Cuando el transporte ponderado no se pudo aplicar, el año faltante se dedujo con base en la *moda* del registro anual, estimada con la distribución Gamma mixta; ese fue el caso del año 1983 en Urique II, utilizando 26 valores anuales.

Método regional por aplicar



En la cuarta columna de la Tabla 2 se destaca la gran variedad de fechas de inicio y terminación de los registros de volumen escurrido anual (VEA). Lo anterior pone en evidencia la imposibilidad de definir un *lapso común* de amplitud adecuada (> 30 años) de registros por procesar de VEA en la región analizada con el método del *IEJ*.

Ante tal realidad, se optó por aplicar el método regional de las estaciones-años, para procesar los registros que formarán una región homogénea desde un enfoque hidrológico.

Búsqueda de la FDP regional 1: Pearson tipo III (PT3)

Este modelo probabilístico tiene tres parámetros: μ (ubicación), σ (escala) y γ (forma). Si $\gamma > 0$, la variación de X es $\xi \leq X < \infty$, y se tiene la distribución PT3 más común o difundida; si $\gamma = 0$ ocurre la distribución Normal, cuyo rango de X es $-\infty < X < \infty$, y cuando $\gamma < 0$ se presenta la PT3 reversa, con un intervalo de X de $-\infty < X \leq \xi$ (Hosking & Wallis, 1997). Esta FDP no tiene solución explícita, por lo cual el valor

X asociado con una probabilidad de no excedencia (F) se estima a través del factor de frecuencia (K_f), con la ecuación general del análisis de frecuencias hidrológico (Chow, 1964):

$$X(F) = \mu + K_f \cdot \sigma \quad (28)$$

la expresión de K_f es (Kite, 1977):

$$F_f = Z + (Z^2 - 1)\gamma_c + \frac{1}{3}(Z^3 - 6Z)\gamma_c^2 - (Z^2 - 1)\gamma_c^3 + Z \cdot \gamma_c^4 + \frac{1}{3}\gamma_c^5 \quad (29)$$

en la cual $\gamma_c = \gamma/6$ y Z es la desviación normal estándar función de F ; se estima con la aproximación siguiente (Zelen & Severo, 1972):

$$Z = w - \frac{2.515517 + 0.802853 \cdot w + 0.010328 \cdot w^2}{1 + 1.432788 \cdot w + 0.189269 \cdot w^2 + 0.001308 \cdot w^3} \quad (30)$$

siendo:

$$w = \sqrt{\ln(1/F^2)} \quad (31)$$

cuando $F > 0.50$ se utiliza $F = 1 - F$ en la Ecuación (31) y al resultado de la Ecuación (30) se le cambia el signo.

El signo de τ_3 define el del coeficiente de asimetría (γ) en la Ecuación (36). Si $0 < |\tau_3| < 1/3$, se hace $z = 3\pi(\tau_3)^2$ para llevar a la expresión siguiente (Hosking & Wallis, 1997):

$$\alpha \cong \frac{1+0.2906 \cdot z}{z+0.1882 \cdot z^2+0.0442 \cdot z^3} \quad (32)$$

Si $1/3 \leq |\tau_3| < 1$, se hace $z = 1 - |\tau_3|$ y se aplica:

$$\alpha \cong \frac{0.36067 \cdot z - 0.59567 \cdot z^2 + 0.25361 \cdot z^3}{1 - 2.78861 \cdot z + 2.56096 \cdot z^2 - 0.77045 \cdot z^3} \quad (33)$$

Finalmente:

$$\mu = \lambda_1 \quad (34)$$

$$\sigma = \lambda_2 \cdot \sqrt{\pi \cdot \alpha} \cdot \Gamma(\alpha) / \Gamma(\alpha + 1/2) \quad (35)$$

$$\gamma = 2/\sqrt{\alpha} \quad (36)$$

Para evaluar la función Gamma se utilizó la aproximación de Stirling (Davis, 1972):

$$\Gamma(\omega) \cong e^{-\omega} \cdot \omega^{\omega^{-\frac{1}{2}}} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot f_1 \quad (37)$$

siendo:

$$f_1 = \left(1 + \frac{1}{12\omega} + \frac{1}{288\omega^2} - \frac{139}{51840\omega^3} - \frac{571}{2488320\omega^4} + \dots \right)$$

Búsqueda de la FDP regional 2: Log-Normal (LN3)

En este modelo probabilístico sus parámetros son ξ (ubicación), α (escala) y k (forma). En el arreglo de variables de Hosking y Wallis (1997), el intervalo de la variable X es $-\infty < X \leq \xi + \alpha/k$ cuando $k > 0$, $-\infty < X < \infty$ si $k = 0$ (distribución Normal), y $\xi + \alpha/k \leq X < \infty$ cuando $k < 0$; además, X está relacionada con la variable aleatoria Z , que tiene distribución Normal estándar (Ecuación (30)), definida como:

$$X(F) = \xi + \frac{\alpha}{k}(1 - e^{-kZ}) \text{ cuando } k \neq 0 \quad (38)$$

El parámetro de forma k es sólo función de τ_3 , con la siguiente relación válida para $|\tau_3| \leq 0.94$, correspondiendo a $|k| \leq 3$:

$$k \approx -\tau_3 \frac{2.0466534 - 3.6544371 \cdot \tau_3^2 + 1.8396733 \cdot \tau_3^4 - 0.20360244 \cdot \tau_3^6}{1 - 2.01582173 \cdot \tau_3^2 + 1.2420401 \cdot \tau_3^4 - 0.21741801 \cdot \tau_3^6} \quad (39)$$

Los otros parámetros son:

$$\xi = \lambda_1 - \frac{\alpha}{k} (1 - e^{k^2/2}) \quad (40)$$

$$\alpha = \frac{\lambda_2 \cdot k \cdot e^{-k^2/2}}{1 - 2\Phi(-k/\sqrt{2})} \quad (41)$$

En la ecuación anterior, $\Phi(x)$ es la probabilidad de no excedencia hasta el valor x de la distribución Normal, igual a:

$$\Phi(x) = \int_{-\infty}^x \phi(x) dt \quad (42)$$

siendo $\phi(x)$ la ordenada de la curva Normal en x , igual a:

$$\phi(x) = \frac{e^{-x^2/2}}{\sqrt{2\pi}} \quad (43)$$

Para evaluar la Ecuación (42) se utilizó la aproximación siguiente (Zelen & Severo, 1972):

$$\Phi(x) = 1 - \phi(x) \cdot (c_1 \cdot d + c_2 \cdot d^2 + \dots + c_5 \cdot d^5) \quad (44)$$

en la cual:

$$d = \frac{1}{1+0.2316419 \cdot x} \quad (45)$$

$c_1 = 0.31938153$, $c_2 = -0.356563782$, $c_3 = 1.781477937$, $c_4 = -1.821255978$ y $c_5 = 1.330274429$.

Búsqueda de la FDP regional 3: transformación potencial (TP2)

Chander, Spolia y Kumar (1978) sugieren utilizar la transformación de Box-Cox para normalizar los datos X_i a z_i , después aplican la Ecuación (28) con una distribución Normal, y por último obtienen la estimación

buscada $X(F)$, con la transformación inversa. Las expresiones citadas son:

$$z_i = \frac{(X_i^\varphi - 1)}{\varphi} \text{ cuando } \varphi \neq 0, X_i > 0 \quad (46)$$

$$z_i = \ln(X_i) \text{ cuando } \varphi = 0, X_i > 0 \quad (47)$$

La Ecuación (46) es una transformación potencial general, en la cual las conversiones logarítmicas, recíproca y de raíz cuadrada son casos especiales, ya que φ es una constante que varía de -1.0 a 1.0 . La obtención de φ no es explícita, pero un incremento o decremento origina el mismo efecto en el coeficiente de asimetría (C_s) de los z_i ; entonces su valor óptimo será el que lleve al C_s a cero.

Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002) indican que la Ecuación (46) normaliza el $C_s \cong 0$, pero no el coeficiente de curtosis ($C_k \neq 3$). La corrección de la curtosis se logra con una segunda transformación, expuesta por estos autores. De acuerdo con Chander *et al.* (1978), en el análisis de frecuencias no es necesaria la segunda transformación. La Ecuación (28) es ahora:

$$z(F) = z_m + Z \cdot z_s \quad (48)$$

en la cual zm y zs son la media y desviación estándar de los datos transformados, y Z se estima con la Ecuación (30). La estimación buscada se obtiene con la expresión:

$$X(F) = [\varphi \cdot z(F) + 1]^{1/\varphi} \quad (49)$$

Error estándar de ajuste

De acuerdo con Chai y Draxler (2014), es el indicador más común para el contraste de las distribuciones de probabilidad a datos reales; se estableció a mediados de la década de 1970 (Kite, 1977). La expresión del error estándar de ajuste (EEA) es:

$$EEA = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (VEA_i - \widehat{VEA}_i)^2}{(n-np)} \right]^{1/2} \quad (50)$$

VEA_i son los volúmenes escurridos anuales ordenados de menor a mayor, cuyo número es n y $\widehat{VEA}_i$ los volúmenes escurridos anuales estimados, para la probabilidad de no excedencia (F) estimada con la Ecuación (51) o fórmula de Cunnane, que según Stedinger (2017)

conduce a estimaciones insesgadas en la mayoría de las FDP utilizadas en hidrología o modelo probabilístico que se contrasta. Por último, np es el número de parámetros de ajuste de la FDP, con tres para la PT3 y LN3 y dos para la TP2:

$$F = \frac{i-0.40}{n+0.20} \quad (51)$$

Resultados y su análisis

Pruebas de homogeneidad

Para que los resultados de un análisis de frecuencias regional sean confiables, los registros de volumen escurrido anual (VEA) por procesar deben haber sido generados por un *proceso aleatorio estacionario*, lo cual implica que no haya cambiado en el tiempo. Por lo anterior, los registros de VEA necesitan estar integrados con datos independientes, libres de componentes determinísticas.



Para comprobar lo anterior se aplicaron siete pruebas estadísticas, una general, el Test de Von Neumann y seis específicas: dos de persistencia (Anderson y Sneyers); dos de tendencia (Kendall y Spearman); una para la variabilidad (Bartlett), y la última relacionada con el cambio en la media (Cramer). Estas pruebas se pueden consultar en WMO (1971), y Machiwal y Jha (2012). Todas las pruebas citadas se aplicaron con un nivel de significancia (α) del 5 % y sus resultados se tienen en la Tabla 3; se indica con NH la pérdida de homogeneidad detectada.

Tabla 3. Dos parámetros estadísticos y resultados de las siete pruebas de homogeneidad en las 22 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

No.	Estación	Cv	r_1	Pruebas de homogeneidad						
				CVN	TA	TS	PK	PS	TB	PC
1	Huites	0.397	0.266	NH	NH	NH	NH	NH	H	NH
2	San Francisco	0.429	-0.041	H	H	H	H	H	H	H
3	Santa Cruz	0.417	0.107	H	H	H	NH	NH	H	NH
4	Guatenipa II	0.419	0.336	NH	NH	NH	H	H	H	H
5	Jaina	0.422	0.216	NH	NH	NH	H	H	H	H
6	Palo Dulce	0.305	-0.021	H	H	H	H	H	H	H
7	Ixpalino	0.378	-0.170	H	H	H	H	H	H	H
8	La Huerta	0.492	0.486	NH	NH	NH	H	H	H	H

9	Toahayana	0.377	-0.141	H	H	H	H	H	H	H
10	Urique II	0.544	0.381	NH	NH	NH	H	H	H	H
11	Tamazula	0.321	-0.092	H	H	H	H	H	H	H
12	Naranjo	0.964	0.345	NH	NH	NH	NH	NH	NH	H
13	Acatitán	0.562	-0.212	H	H	H	H	H	H	H
14	Guamúchil	0.734	-0.018	H	H	H	H	H	H	H
15	Choix	0.395	0.297	NH	NH	H	H	H	H	H
16	Badiraguato	0.611	0.222	H	H	NH	NH	NH	NH	NH
17	El Quelite	1.650	0.032	H	H	H	H	H	NH	H
18	Zopilote	1.009	0.031	H	H	H	NH	NH	H	H
19	El Bledal	0.695	0.039	H	H	H	H	H	H	H
20	Pericos	1.776	0.322	NH	NH	NH	NH	NH	NH	NH
21	La Tina	0.833	0.017	H	H	H	H	H	H	H
22	Bamícori	0.590	-0.204	H	H	H	H	H	H	H

Descripción de acrónimos:

Cv = coeficiente de variación ($S/\bar{X}$), adimensional.

r_1 = coef. de correlación serial de orden uno, adimensional.

CVN = cociente de Von Neumann.

TA = test de Anderson.

PS = prueba de Spearman.

TS = test de Sneyers.

TB = test de Bartlett.

PK = prueba de Kendall.



PC = prueba de Cramer.

Se encontró que las siguientes seis estaciones hidrométricas muestran tendencia ascendente: Huites, Santa Cruz, Naranjo, Badiraguato, Zopilote y Pericos. Huites, Naranjo y Pericos además presentan persistencia, junto con las cinco siguientes: Guatenipa II, Jaina, La Huerta, Urique II y Choix. Se observa que la persistencia está asociada con valores positivos del coeficiente de correlación serial de orden uno (r_1) superiores a 0.20, excepto en Badiraguato.

Prueba de discordancia

Definidos los 22 registros por procesar (Tabla 2), se aplicaron las ecuaciones (2) a (9) para obtener los cocientes de momentos L, mostrados en la Tabla 4.

Tabla 4. Cocientes de momentos L en las 22 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Núm.	Nombre	Cocientes L
------	--------	-------------



		t_2	t_3	t_4
1	Huites	0.22402	0.13399	0.10546
2	San Francisco	0.23810	0.19358	0.12958
3	Santa Cruz	0.22581	0.10956	0.17862
4	Guatenipa II	0.23597	0.10004	0.11245
5	Jaina	0.23033	0.17797	0.18571
6	Palo Dulce	0.17121	0.24359	0.04599
7	Ixpalino	0.21747	0.02728	0.10958
8	La Huerta	0.26480	0.27554	0.15224
9	Toahayana	0.21656	0.06209	0.09516
10	Urique II	0.29308	0.25481	0.15198
11	Tamazula	0.18244	0.11958	0.14194
12	Naranjo	0.47655	0.32689	0.19441
13	Acatitán	0.29624	0.20962	0.21919
14	Guamúchil	0.36576	0.37388	0.25532
15	Choix	0.21305	0.18620	0.22018
16	Badiraguato	0.32196	0.27868	0.20039
17	El Quelite	0.48463	0.59616	0.56783
18	Zopilote	0.49516	0.33737	0.21933
19	El Bledal	0.36091	0.22302	0.08793
20	Pericos	0.65688	0.64361	0.45957

21	La Tina	0.45387	0.28892	0.16375
22	Bamícori	0.33300	0.16676	0.11363

En seguida, con base en los valores de la Tabla 4, y las ecuaciones (10) a (12), se desarrolló la prueba de discordancia, con la cual se obtuvieron los resultados expuestos en la Tabla 5. La prueba encuentra que los registros de Palo Dulce ($D_6 = 3.62$) y El Quelite ($D_{17} = 4.12$) exceden el valor crítico de la discordancia de 3.00 (Tabla 1) y por lo tanto son discordantes. El registro de Pericos muestra un valor alto ($D_{20} = 2.71$) y por ello también fue eliminado.

Tabla 5. Resultados de la prueba de discordancia (D_j) en las 22 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Núm.	Nombre	D_j	Núm.	Nombre	D_j
1	Huites	0.21	12	Naranjo	1.04
2	San Francisco	0.25	13	Acatitán	0.27
3	Santa Cruz	0.82	14	Guamúchil	0.44
4	Guatenipa II	0.37	15	Choix	0.74
5	Jaina	0.32	16	Badiraguato	0.06
6	Palo Dulce	3.62*	17	El Quelite	4.12*
7	Ixpalino	1.32	18	Zopilote	1.14

8	La Huerta	0.78	19	El Bledal	0.85
9	Toahayana	0.62	20	Pericos	2.71
10	Urique II	0.26	21	La Tina	1.06
11	Tamazula	0.50	22	Bamícori	0.49

*excede el valor crítico.

En relación con el cociente τ_2 , se observa en la Tabla 4 que el valor de Palo Dulce es muy bajo, y los de El Quelite y Pericos muy altos, en comparación con sus valores circundantes por tamaño de cuenca, del orden de 0.22 y 0.33, respectivamente. Por otra parte, en la Tabla 3 y con respecto al valor del C_v , se aprecia que la magnitud de Palo Dulce es muy baja, y las de El Quelite y Pericos bastante elevadas; en resumen, discordantes.

Homogeneidad regional 1: índices de estacionalidad

Para cada año de los 19 registros por procesar (Tabla 2) se detectó el mes con máximo escurrimiento. Tales datos se procesaron con base en las ecuaciones (13) a (16), y se obtuvieron los resultados que se han concentrado en la Tabla 6 y se tienen dibujados en la Figura 2. Se



observa una gran estacionalidad, pues en la mayoría de los registros su dirección media ($\bar{\theta}$) ocurre en la segunda quincena de agosto y primera de septiembre, con ángulos que fluctúan entre los 230.9° en Bamícori (asterisco) y los 259° en Urique II (estrella negra).

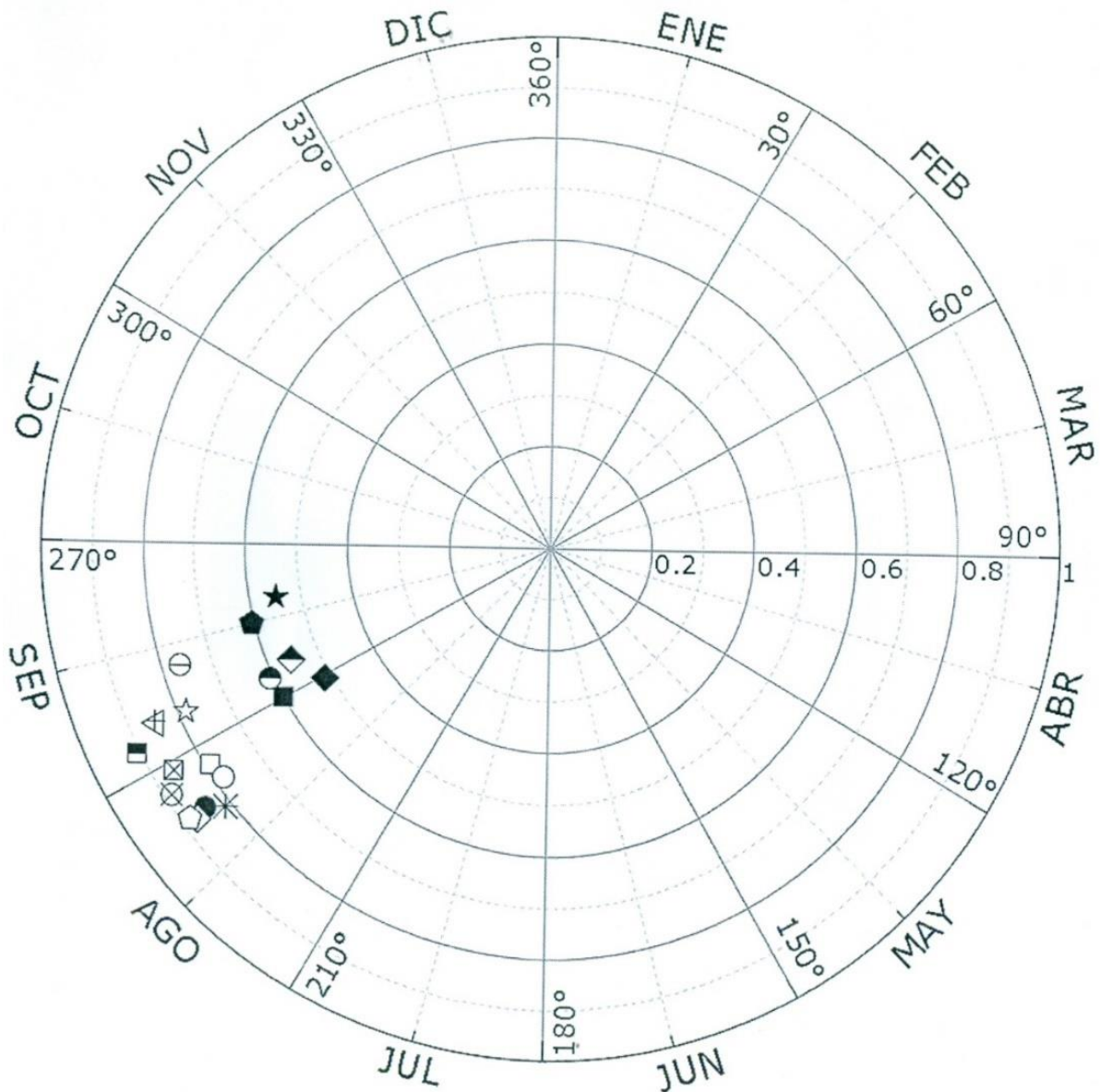


Figura 2. Representación polar de los índices de estacionalidad en las 19 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Tabla 6. Índices de estacionalidad en las 19 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Núm.	Nombre	(θ)	($\bar{r}$)	Núm.	Nombre	(θ)	($\bar{r}$)
1	Huites	240.1	0.5996	11	Naranjo	234.3	0.7819
2	San Francisco	232.4	0.8444	12	Acatitán	245.7	0.8476
3	Santa Cruz	242.9	0.9055	13	Guamúchil	236.3	0.8857
4	Guatenipa II	244.3	0.6064	14	Choix	231.9	0.8706
5	Jaina	239.3	0.5105	15	Badiraguato	251.7	0.7626
6	Ixpalino	245.3	0.8479	16	Zopilote	238.8	0.8572
7	La Huerta	246.0	0.5544	17	El Bledal	232.5	0.8817
8	Toahayana	255.0	0.6046	18	La Tina	245.1	0.7836
9	Urique II	259.0	0.5474	19	Bamícori	230.9	0.8121
10	Tamazula	236.9	0.7892	-	-	-	-

Respecto a la variabilidad, la menor dispersión se tiene en Santa Cruz (cuadro negro-blanco) y la mayor en Jaina (rombo negro). También se observa que seis estaciones tienen índice de estacionalidad del orden de 0.60 o menor, las cuales son Huites (cuadro negro); Guatenipa II (círculo negro-blanco); Jaina, La Huerta (rombo negro-blanco); Toahayana (pentágono negro), y Urique II. Estas seis estaciones tienen cuencas grandes mayores de 4 000 km².

Con base en los resultados de la Tabla 6, mostrados en la Figura 2, se concluye que los 19 registros procesados de VEA forman una región homogénea desde un punto de vista hidrológico.

Homogeneidad regional 2: linealidad de los momentos ordinarios

A cada uno de los 19 registros por procesar (Tabla 2), se les aplicó la Ecuación (17) para obtener sus momentos ordinarios de orden 1 a 4; a estos valores se les aplicó el logaritmo natural para obtener magnitudes más fáciles de dibujar. Tales resultados se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Logaritmos naturales de los momentos ordinarios (MO_s) en las 19 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Est. núm.	Estación	MO_1	MO_2	MO_3	MO_4
1	Huites	8.370	16.883	25.517	34.250

2	San Francisco	7.812	15.788	23.908	32.149
3	Santa Cruz	7.412	14.980	22.696	30.559
4	Guatenipa II	7.355	14.867	22.506	30.251
5	Jaina	7.224	14.610	22.138	29.787
6	Ixpalino	7.292	14.715	22.232	29.820
7	La Huerta	7.011	14.231	21.646	29.219
8	Toahayana	7.005	14.138	21.370	28.678
9	Urique II	6.075	12.400	18.936	25.633
10	Tamazula	6.430	12.955	19.566	26.249
11	Naranjo	5.308	11.264	17.656	24.332
12	Acatitán	6.035	12.339	18.884	25.642
13	Guamúchil	4.858	10.126	15.761	21.605
14	Choix	5.686	11.513	17.475	23.567
15	Badiraguato	5.533	11.376	17.478	23.766
16	Zopilote	4.422	9.536	15.074	20.852
17	El Bledal	3.821	8.029	12.562	17.378
18	La Tina	2.021	4.551	7.346	10.284
19	Bamícori	2.539	5.370	8.387	11.529
Ordenada al origen (b)		-3.723	-6.554	-8.837	-10.787
Pendiente (m)		2.823	5.466	8.010	10.502
Coef. correlación (r_{xy})		0.964	0.965	0.964	0.963

En la Figura 3 se tiene una gráfica semilogarítmica, en cuyo eje de las ordenadas se han dibujado los momentos ordinarios de la Tabla 7, y en las abscisas se tiene una escala logarítmica para las áreas de cuenca. Los valores de b y m de la Ecuación (18) se muestran en la columna respectiva de s en la Tabla 7. La gráfica interna de la Figura 3 muestra la linealidad de las pendientes (m) y los valores de r_{xy} ratifican que las 19 estaciones hidrométricas analizadas forman una región homogénea hidrológicamente.

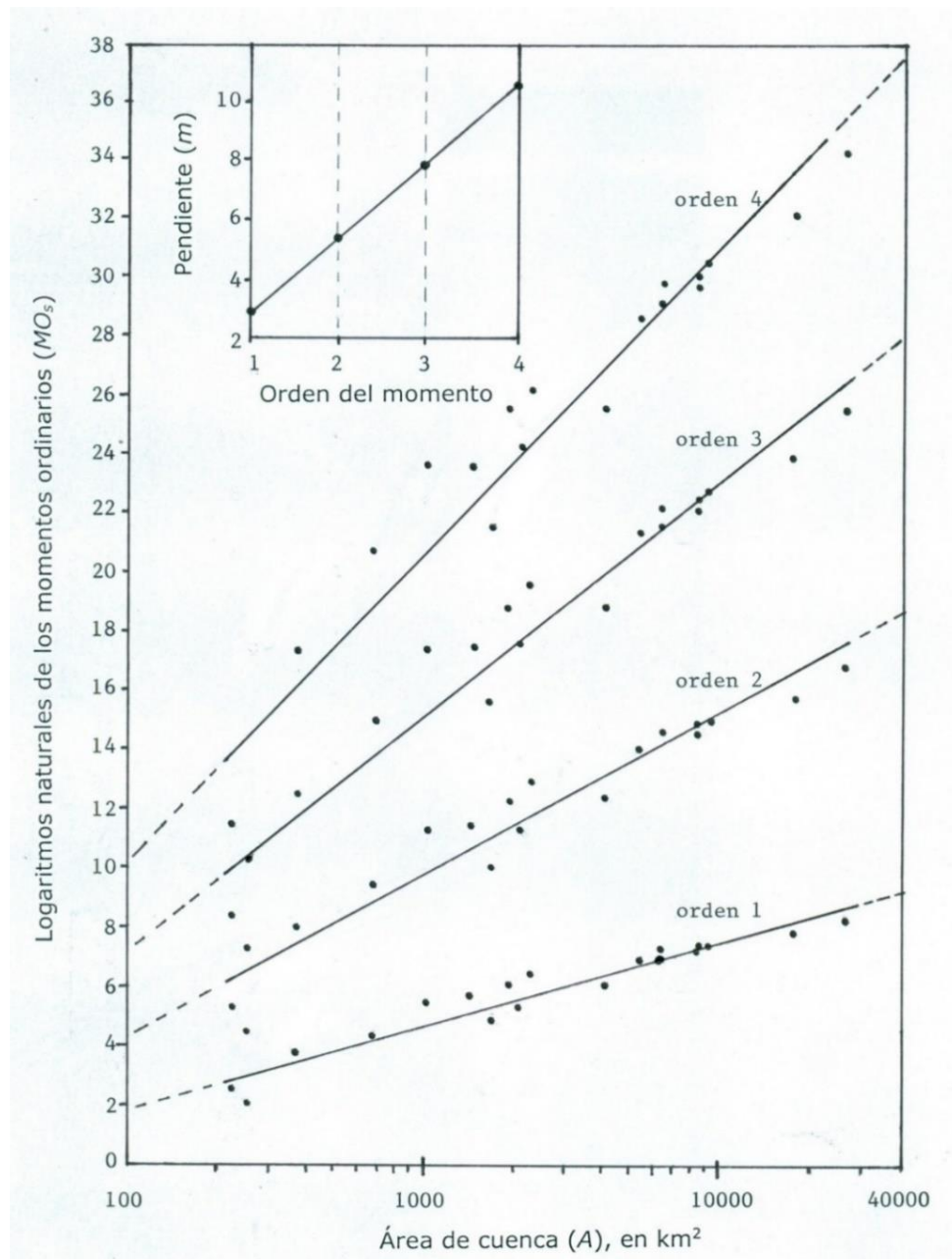


Figura 3. Relación entre los momentos ordinarios y el área de cuenca en las 19 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Homogeneidad regional 3: regresión lineal de los momentos β_r

Ahora, a cada uno de los 19 registros por procesar (Tabla 2), se les aplicó la Ecuación (9) con r de 1 a 4, pues para $r = 0$ es la media y se tiene en la Tabla 2. Tales resultados se exponen en la Tabla 8.

Tabla 8. Momentos de probabilidad ponderada (β_r) en las 19 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Est. núm.	Estación	β_1	β_2	β_3	β_4
1	Huites	2 640.703	1 943.151	1 551.143	1 297.210
2	San Francisco	1 528.455	1 135.915	914.060	769.370
3	Santa Cruz	1 014.385	745.368	595.512	499.392
4	Guatenipa II	966.274	711.829	568.232	475.519
5	Jaina	844.379	624.990	502.423	423.236
6	Ixpalino	894.292	650.894	514.972	427.765

7	La Huerta	700.858	529.626	431.571	366.896
8	Toahayana	670.252	489.076	387.691	322.538
9	Urique II	281.128	214.070	175.137	149.325
10	Tamazula	366.742	265.611	210.191	174.859
11	Naranjo	149.155	120.729	102.637	90.002
12	Acatitán	270.775	205.468	167.983	143.351
13	Guamúchil	87.910	69.388	58.374	50.916
14	Choix	178.797	131.614	105.574	88.851
15	Badiraguato	167.162	128.794	106.354	91.385
16	Zopilote	62.245	50.686	43.298	38.132
17	El Bledal	31.054	24.060	19.812	16.934
18	La Tina	5.485	4.392	3.703	3.220
19	Bamícori	8.446	6.451	5.267	4.473
Ordenada al origen (b)		7.4878	3.2501	2.0339	1.4745
Pendiente (m)		0.6110	0.7352	0.7980	0.8362
Coef. correlación (r_{xy})		0.9999	0.9999	0.9999	0.9999

Los resultados de la aplicación de la Ecuación (19) se muestran en la columna respectiva de r de la Tabla 8, de manera que en la primera se tiene la relación lineal entre β_1 y β_0 , y en la última, la que existe entre β_4 y β_3 .

Con base en el valor del r_{xy} (Ecuación (20)), se observa que tales relaciones son casi perfectas. Por lo anterior, este método también orienta a concluir que las 19 estaciones hidrométricas de la Tabla 8 forman una región homogénea desde una perspectiva hidrológica.

Eliminación de registros no homogéneos

En la Tabla 3, los resultados de la aplicación de las pruebas estadísticas de homogeneidad local o individual mostraron que seis estaciones o registros procesados tienen tendencia ascendente: Huites, Santa Cruz, Naranjo, Badiraguato, Zopilote y Pericos. Esta última ya fue eliminada en la prueba de discordancia. En los dos primeros también se detectó persistencia y en los cinco siguientes: Guatenipa II, Jaina, La Huerta, Urique II y Choix. Estas siete estaciones con *persistencia* se analizan en el inciso siguiente.

Con base en las ecuaciones (21) a (27) se probó, en los seis registros con tendencia, si ésta era significativa; sólo en la estación Zopilote no lo fue. Debido a que la tendencia detectada es *ascendente*, se decidió eliminar tales registros, ya que sus datos tenderán a aumentar el escurrimiento anual y ello incrementará la incertidumbre asociada con su estimación mediante el análisis de frecuencias

regional. Por lo anterior y finalmente, ahora se procesan 15 registros de volumen escurrido anual, para definir su distribución de probabilidades regional.

Respecto a la persistencia

En los escurrimientos anuales, la *persistencia* es una propiedad estadística que se origina en la ocurrencia de años húmedos y secos; por ello, se compararon los periodos de registro procesado de las estaciones con valor mayor del coeficiente de correlación serial de orden uno (r_1) de la Tabla 3: La Huerta (0.486), Urique II (0.381) y Guatenipa II (0.336), para buscar similitud en sus lapsos, que en efecto ocurre en los años de 1970 a 2000. Las otras dos estaciones que mostraron persistencia fueron Jaina (0.216) y Choix (0.297), con registros diferentes tanto en longitud como en ocurrencia.

Khaliq, Ouarda, Ondo, Gachon y Bobée (2006) indican que la validez de las predicciones de crecientes obtenidas a través del análisis probabilístico será cuestionable si las observaciones del registro por procesar son *dependientes*, es decir, tiene *persistencia*. Lo anterior es válido cuando se buscan crecientes o predicciones asociadas con muy bajas probabilidades de excedencia, pues se obtienen en el extremo

derecho de la distribución de probabilidades; caso que no ocurre al generar secuencias sintéticas de escurrimientos anuales, que abarcan toda la extensión de dominio del modelo probabilístico utilizado (Salas, 1993; Cannarozzo *et al.*, 2009). Debido al razonamiento anterior, no se consideró necesario eliminar las estaciones con persistencia.

Selección de la FDP regional

Todos los cálculos que se describen a continuación se desarrollan con datos *adimensionales*, pues los volúmenes escurridos anuales de cada uno de los 15 registros por procesar se han dividido entre su valor medio o *índice de escurrimientos* (IE^i). A cada registro adimensional se le aplicaron las tres FDP recomendadas por Cannarozzo *et al.* (2009), que son la Pearson tipo III (ecuaciones (28) a (37)): la Log-Normal de tres parámetros de ajuste (ecuaciones (38) a (45)), y la transformación potencial (ecuaciones (46) a (49)). Los resultados de la FDP que condujo al menor error estándar de ajuste (EEA , ecuación (50)) se han concentrado en la Tabla 9. Se observa que la FDP Pearson tipo III no alcanzó un mejor ajuste en ninguno de los 15 registros procesados.

Tabla 9. Mejores ajustes y valores estimados para los deciles indicados en las 15 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Estación	FDP	EEA	Probabilidad (<i>F</i>) de los deciles indicados				
			0.100	0.300	0.500	0.700	0.900
San Francisco	TP2	0.060	0.528	0.733	0.919	1.151	1.591
Guatenipa II	TP2	0.061	0.504	0.745	0.946	1.180	1.576
Jaina	LN3	0.053	0.532	0.743	0.927	1.150	1.558
Ixpalino	TP2	0.035	0.516	0.789	0.988	1.194	1.502
La Huerta	TP2	0.057	0.514	0.695	0.873	1.117	1.663
Toahayana	TP2	0.059	0.534	0.777	0.969	1.179	1.514
Urique II	LN3	0.080	0.439	0.657	0.869	1.148	1.716
Tamazula	TP2	0.034	0.614	0.808	0.965	1.143	1.439
Acatitán	LN3	0.102	0.412	0.662	0.890	1.175	1.722
Guamúchil	TP2	0.074	0.371	0.567	0.781	1.101	1.903
Choix	LN3	0.062	0.570	0.761	0.929	1.135	1.517
Zopilote	LN3	0.166	0.115	0.402	0.713	1.164	2.199
El Bledal	TP2	0.176	0.315	0.566	0.825	1.181	1.922
La Tina	TP2	0.085	0.147	0.453	0.795	1.261	2.180
Bamícori	TP2	0.070	0.329	0.624	0.897	1.230	1.826
Valor promedio	-	-	0.429	0.665	0.886	1.167	1.722

En la Tabla 10 y Tabla 11 se muestra el detalle de resultados con las tres FDP en el registro con *EEA* más alto (El Bledal, peor ajuste) y con el más bajo (Tamazula, mejor ajuste).

Tabla 10. Parámetros de ajuste y valores de los deciles en la estación El Bledal (la de mayor *EEA*) con las tres FDP citadas.

FDP	PT3	LN3	TP2
Parámetro 1	$\mu = 1.000$	$\xi = 0.857$	$\varphi = 0.145$
Parámetro 2	$\sigma = 0.677$	$\alpha = 0.585$	$Cs = 0.002$
Parámetro 3	$\gamma = 1.346$	$k = -0.462$	$Ck = 2.622$
<i>EEA</i> (adim.)	0.185	0.180	0.176
$P(X < x)$	V_i^j / IE^j	V_i^j / IE^j	V_i^j / IE^j
0.10	0.287	0.291	0.315
0.20	0.438	0.449	0.445
0.30	0.574	0.585	0.566
0.40	0.711	0.718	0.690
0.50	0.856	0.857	0.825
0.60	1.020	1.014	0.983
0.70	1.217	1.204	1.181
0.80	1.478	1.459	1.455
0.90	1.899	1.881	1.922

Tabla 11. Parámetros de ajuste y valores de los deciles en la estación Tamazula (la de menor *EEA*) con las tres FDP citadas.

FDP	PT3	LN3	TP2
Parámetro 1	$\mu = 1.000$	$\xi = 0.961$	$\varphi = 0.295$
Parámetro 2	$\sigma = 0.329$	$\alpha = 0.315$	$Cs = 0.001$
Parámetro 3	$\gamma = 0.730$	$k = -0.246$	$Ck = 2.910$
<i>EEA</i> (adim.)	0.035	0.035	0.034
$P(X < x)$	V_i^j / IE^j	V_i^j / IE^j	V_i^j / IE^j
0.10	0.613	0.614	0.614
0.20	0.719	0.721	0.722
0.30	0.804	0.806	0.808
0.40	0.882	0.883	0.887
0.50	0.961	0.961	0.965
0.60	1.044	1.043	1.048
0.70	1.139	1.137	1.143
0.80	1.258	1.255	1.261
0.90	1.438	1.436	1.439

Por último, en la Tabla 12 se exponen los resultados del método de las estaciones-años con las tres FDP utilizadas, es decir, conjuntando los 15 registros adimensionales, que suman 539 datos. Se concluye que la FDP Log-Normal conduce al menor *EEA*.

Tabla 12. Parámetros de ajuste y valores de los deciles en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, con las tres FDP citadas, 15 estaciones hidrométricas y 539 datos.

FDP	PT3	LN3	TP2
Parámetro 1	$\mu = 1.000$	$\xi = 0.896$	$\varphi = 0.370$
Parámetro 2	$\sigma = 0.555$	$\alpha = 0.497$	$Cs = -0.006$
Parámetro 3	$\gamma = 1.176$	$k = -0.401$	$Ck = 4.455$
EEA (adim.)	0.105	0.090	0.347
$P(X < x)$	V_i^j / IE^j	V_i^j / IE^j	V_i^j / IE^j
0.10	0.395	0.398	0.370
0.20	0.534	0.541	0.520
0.30	0.654	0.661	0.649
0.40	0.772	0.777	0.773
0.50	0.896	0.896	0.901
0.60	1.032	1.029	1.043
0.70	1.194	1.186	1.209
0.80	1.405	1.394	1.423
0.90	1.740	1.729	1.759

Con base en los resultados de la Tabla 12, se define la *curva de crecimiento regional* (Ecuación (1)), que permitirá generar secuencias

sinécticas de volumen escurrido anual adimensional en cualquier sitio o localidad de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México; esta es:

$$q(F) = 0.896 - \frac{0.497}{0.401} [1 - \exp(0.401 \cdot Z)] \quad (52)$$

en la cual Z es la desviación normal estándar función de la probabilidad de no excedencia F . En la Figura 4 se han dibujado en el papel de probabilidad log-normal, los primeros 500 datos del volumen escurrido anual adimensional de 25 en 25 valores, después los siguientes 30 datos de 5 en 5, y por último los cuatro valores finales, además de la FDP Log-Normal de tres parámetros de ajuste.

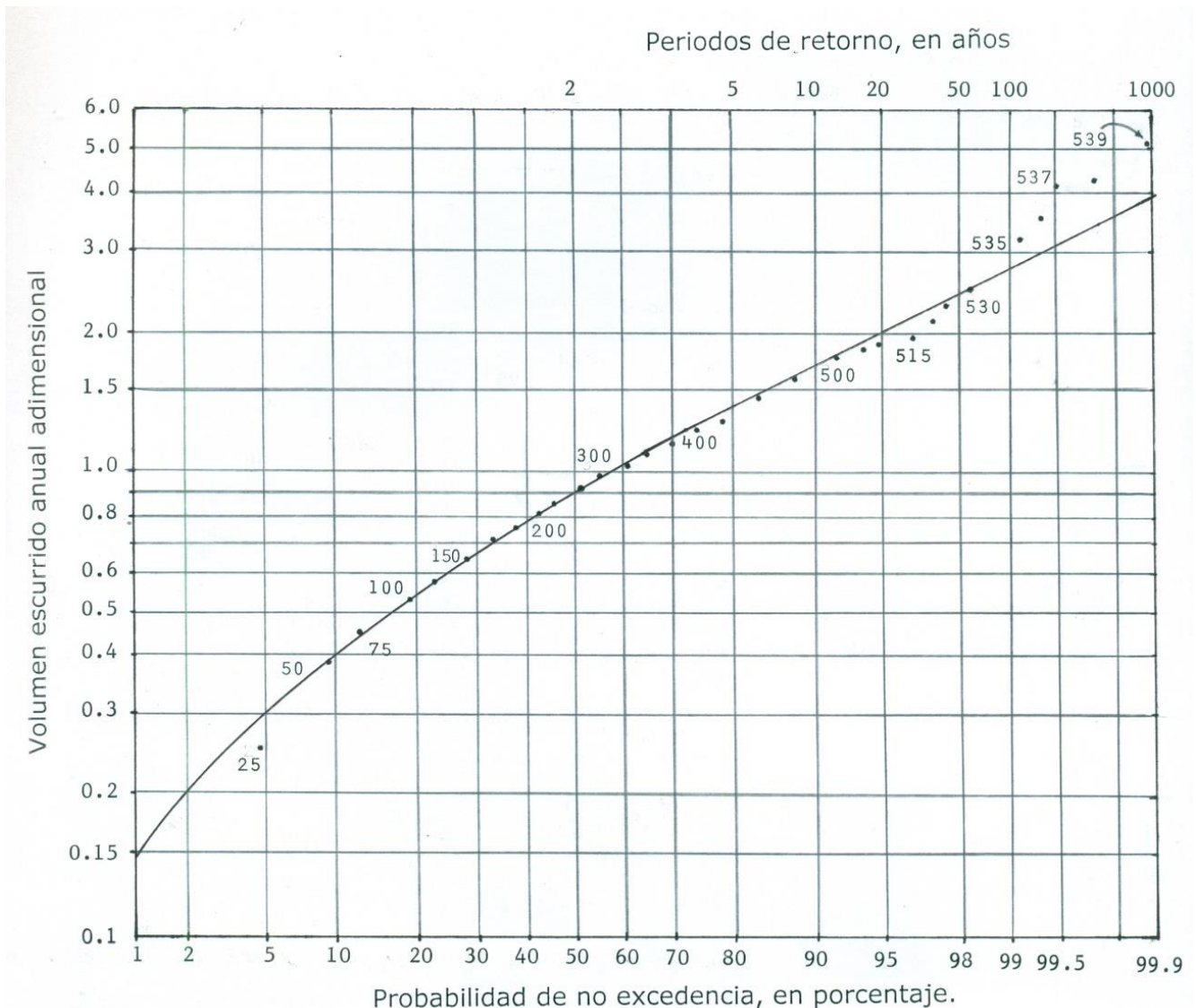


Figura 4. Ajuste de la distribución Log-Normal a los 539 volúmenes escurridos anuales adimensionales de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Secuencias sintéticas de VEA adimensional

Para la aplicación de la Ecuación (52), primero se debe definir el tamaño (ns) que tendrá la secuencia sintética generada de volumen escurrido anual adimensional. Después, haciendo uso de un generador eficiente de números aleatorios con distribución uniforme (Metcalf, 1997), se obtienen los ns números u_i requeridos; tales valores se hacen igual a la probabilidad de no excedencia (F) y se aplica la Ecuación (30), para obtener los valores de Z necesarios, que se llevan a la Ecuación (52) para obtener las magnitudes $q(F)$ buscadas. Con el proceso anterior se puede calcular cualquier número de secuencias sintéticas de V_i^j / IE^j (Ecuación (1)) igualmente probables de ocurrir.

Escalamiento de las secuencias sintéticas

Al dibujar en un papel logarítmico las dos columnas finales de la Tabla 2, con el área de cuenca (A) en las abscisas y el volumen escurrido medio anual ($VEMA$) en las ordenadas, se define una línea recta que se muestra en la Figura 5 y cuya ecuación es:



$$IE^j = VEMA = 0.015324 \cdot A^{1.284914} \quad (53)$$

En la expresión anterior, el coeficiente de correlación resultó de 0.966, con las 15 parejas de datos utilizadas.

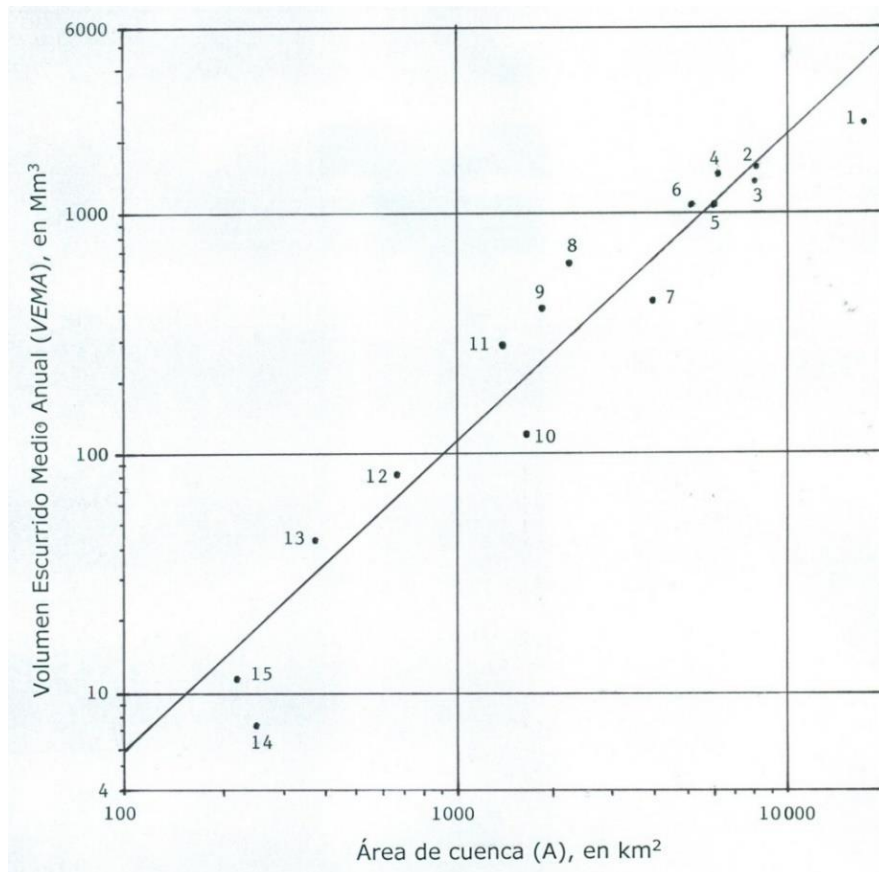


Figura 5. Relación entre el volumen escurrido medio anual (*VEMA*) y el área de cuenca (*A*) en las 15 estaciones homogéneas de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

La Ecuación (53) es válida en toda la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), y permite estimar el valor del índice de escurrimientos (IE'), con el cual se les asigna dimensión en Mm^3 a las secuencias sintéticas de *VEA* generadas con la Ecuación (52).

Acopio de resultados principales

De la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, se procesaron 22 registros de volumen escurrido anual (*VEA*). La prueba de discordancia detectó dos registros anómalos: El Quelite y Palo Dulce; además, se eliminó el de la estación Pericos, por mostrar discordancia elevada.

En este estudio regional del *VEA* se evaluó la fecha de ocurrencia media ($\bar{\theta}$) del volumen escurrido máximo mensual de cada año y su regularidad ($\bar{r}$). En la Figura 2 se definen dos grupos de estaciones; las de regularidad baja con 0.60 o menos tienen cuencas grandes mayores de 4 000 km^2 . El resto de las estaciones tiene regularidad alta entre 0.78 y 0.90. Sin embargo, por su fecha de ocurrencia media forman una región homogénea.



Las otras dos pruebas de homogeneidad regional, cuyos resultados se muestran en la Figura 3 y Tabla 8, ratifican que los 19 registros procesados pertenecen a una región homogénea desde un punto de vista estadístico.

Antes de iniciar la búsqueda de la FDP regional se eliminaron cuatro registros de *VEA* por mostrar tendencia ascendente significativa: Huites, Santa Cruz, Naranjo y Badiraguato. En la Tabla 2 se observa que tales estaciones tienen áreas de cuenca diferentes, las dos primeras grandes y las otras pequeñas. Además, de la Figura 1 se deduce que por su ubicación no definen una subregión específica, en la cual se pudiera aceptar que tal componente determinística existe. Por lo anterior, se procedió a eliminarlas, ya que estarían influenciando, por exceso, las estimaciones de las predicciones.

El procesamiento de los 15 registros de *VEA* restantes se llevó a cabo conjuntando tales registros para aplicar el método de las estaciones-años, pues con tales registros no puede definirse un periodo común de datos. Los datos anuales (*VEA*) se dividieron entre el volumen escurrido medio anual (*VEMA*) de cada registro, para ser procesados como valores adimensionales.

Se probaron tres modelos probabilísticos: las distribuciones Pearson tipo III (PT3), la Log-Normal de tres parámetros (LN3) y la técnica estadística de la transformación potencial (TP2), que equivale a la FDP Normal. Se adoptó la distribución LN3 por conducir a un menor error estándar de ajuste.

Por último, se definió una ecuación logarítmica entre el *VEMA* como variable dependiente y el área de cuenca de la estación hidrométrica como variable independiente. Tal ecuación permite el “escalamiento” de las predicciones adimensionales obtenidas con la FDP regional.

Comparación con otros estudios

Los análisis de frecuencias regionales se han realizado de manera preponderante para las crecientes tanto en México como en el mundo. En cambio, el método de índice de escurrimientos (IE^j), descrito en este trabajo, no ha sido aplicado en nuestro país y a nivel mundial, la necesidad de estimar volúmenes escurridos anuales para el diseño hidrológico de los embalses ha sido resuelta mediante métodos que simulan el proceso lluvia-escurrimiento (Beven, 2001; Wagener, Wheeler, & Gupta, 2004).

La aplicación del análisis de frecuencias regional para estimar el volumen escurrido anual, en Sicilia, Italia, por Cannarozzo *et al.* (2009), sustentó el objetivo de este trabajo. Sin embargo, ambos estudios son completamente diferentes. En Sicilia se definieron tres regiones hidrológicas con base en la altitud y la lluvia media anual en

cada cuenca; su verificación se realizó a través de la prueba H de heterogeneidad (Hosking & Wallis, 1997; Campos-Aranda, 2010).

Por otra parte, del análisis de frecuencias de crecientes realizado en Sicilia por Ferro y Porto (2006), se tomaron las pruebas de Gupta *et al.* (1994) y Kumar *et al.* (1994), para verificar la homogeneidad de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Conclusiones

Se ha desarrollado un *análisis de frecuencias regional* procesando 22 registros de volumen escurrido anual (VEA) de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. Para seleccionar los registros que forman una región homogénea, según un enfoque hidrológico, se aplicó la prueba de discordancia y se eliminaron tres registros.

La verificación de la *homogeneidad regional* hidrológica de los 19 registros restantes se realizó con base en tres pruebas estadísticas: (1) la de los índices de estacionalidad; (2) la linealidad de los momentos ordinarios, y (3) la regresión lineal de los momentos de probabilidad ponderada.



Con base en siete pruebas de *homogeneidad local*, se eliminaron otros cuatro registros que mostraron tendencia lineal ascendente. Por lo anterior, se procesaron finalmente 15 registros de *VEA*, con amplitudes de registro que variaron de 24 a 57 años, y sumaron 539 datos.

Para definir la *curva de crecimiento regional* [$q(F)$] se aplicaron tres modelos probabilísticos: (a) Pearson tipo III, (b) Log-Normal y (c) Normal mediante la transformación potencial. Los dos primeros ajustados con el método de los momentos L. Se encontró, a través del menor error estándar de ajuste, que la distribución Log-Normal representó mejor los 539 valores adimensionales de escurrimiento anual, y definió la ecuación siguiente, función de Z , que es la desviación normal estándar: $q(F) = 0.896 - 0.497 \cdot (1 - \exp(0.401 \cdot Z)/0.401$

Finalmente, para el *escalamiento* de las secuencias sintéticas generadas con la ecuación anterior, se estableció la relación empírica siguiente: $VEMA = 0.015324 \cdot A^{1.284914}$.

Para cuencas sin hidrometría, resulta imprescindible contar con un método que permita estimar registros de *VEA* de cualquier tamaño e igualmente probables de ocurrir que un registro histórico. Con la ventaja adicional para tales secuencias sintéticas de tener por su naturaleza aleatoria ausencia de persistencia y con ello conducir a un dimensionamiento de los embalses más confiable.

Por lo anterior, se recomienda la aplicación sistemática del método del *índice de escurrimiento*, según el procedimiento expuesto,

en otras regiones hidrológicas del país para encontrar las ecuaciones regionales correspondientes de $q(F)$ y $VEMA = f(\cdot)$.

Agradecimientos

Se agradecen las observaciones y correcciones sugeridas por los árbitros anónimos F y G, las cuales permitieron mejorar la redacción del artículo y evitaron omisiones importantes, al anexar la Figura 1 y Figura 4, y los dos incisos finales de la sección de Resultados y su Análisis.

Referencias

- Adeloye, A. J., & Montaseri, M. (2002). Preliminary streamflow data analyses prior to water resources study. *Hydrological Sciences Journal*, 47(5), 679-692. DOI: 10.1080/02626660209492973
- Beven, K. J. (2001). *Rainfall-runoff modelling. The Primer*. Chichester, England: John Willey & Sons Ltd.
- Blöschl, G., Sivapalan, M., Wagener, T., Viglione, A., & Savenije, H. (2013). Chapter 5: Prediction of annual runoff in ungauged basins. In: *Runoff Prediction in Ungauged Basins* (pp. 70-101). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Burn, D. H. (1997). Catchment similarity for regional flood frequency analysis using seasonality measures. *Journal of Hydrology*, 202(1-4), 212-230. DOI: 10.1016/S0022-1694(97)00068-1



- Campos-Aranda, D. F. (2011). Inciso 8.5: Diseño por simulación estocástica de la operación. En: *Estimación y aprovechamiento del escurrimiento* (pp. 248-250). San Luis Potosí, México: Edición del autor.
- Campos-Aranda, D. F. (2010). Verificación de la homogeneidad regional mediante tres pruebas estadísticas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 1(4), 157-165.
- Campos-Aranda, D. F. (2008). Contraste de un método simple de transferencia de información para estimación de volúmenes escurridos mensuales. *Ingeniería Hidráulica en México*, 23(2), 153-165.
- Cannarozzo, M., Noto, L. V., Viola, F., & La-Loggia, G. (2009). Annual runoff regional frequency analysis in Sicily. *Physics and Chemistry of the Earth*, 34(10-12), 679-687. DOI: 10.1016/j.pce.2009.05.001
- Carr, D. P., & Underhill, H. W. (1974). *Los métodos de simulación en el aprovechamiento de los recursos hídricos. Estudio sobre Riego y Avenamiento No. 23*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Cunderlik, J. M., & Burn, D. H. (2002). The use of flood regime information in regional flood frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 47(1), 77-92. DOI: 10.1080/02626660209492909

- Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? - Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7, 1247-1250. DOI:10.5194/gmd-7-1247-2014
- Chander, S., Spolia, S. K., & Kumar, A. (1978). Flood frequency analysis by power transformation. *Journal of Hydraulics Division*, 104(HY11), 1495-1504.
- Chow, V. T. (1964). Section 8-I: Frequency Analysis. In: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of Applied Hydrology* (pp. 8.1-8.42). New York, USA: McGraw-Hill Book Co.
- Dalrymple, T. (1960). *Flood frequency analysis*. Water supply paper 1543-A. Reston, USA: U. S. Geological Survey.
- Davis, P. J. (1972). Gamma Function and related functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of Mathematical Functions* (pp. 253-296). New York, USA: Dover Publications.
- De-Michele, C., & Rosso, R. (2002). A multi-level approach to flood frequency regionalization. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(2), 185-194. DOI: 10.5194/hess-6-185-2002
- Escalante-Sandoval, C. A., & Reyes-Chávez, L. (2002). Capítulo 6: Análisis de correlación y regresión lineal. En: *Técnicas estadísticas en hidrología* (pp. 105-128). México, DF, México: Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.

- Ferro, V., & Porto, P. (2006). Flood frequency analysis for Sicily, Italy. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(2), 110-122. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:2(110)
- Greenwood, J. A., Landwehr, J. M., Matalas, N. C., & Wallis, J. R. (1979). Probability weighted moments: definition and relation to parameters of several distributions expressible in inverse form. *Water Resources Research*, 15(5), 1049-1054.
- Gupta, V. K., Mesa, O. J., & Dawdy, D. R. (1994). Multiscaling theory of flood peaks: Regional quantile analysis. *Water Resources Research*, 30(12), 3405-3421. DOI: 10.1029/94WR01791
- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Chapters 1-4 (pp. 1-72) and Appendix: *L*-moments for some specific distributions. In: *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments* (pp. 191-209). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2002). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. 8 CD's. Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Khaliq, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Ondo, J. C., Gachon, P., & Bobée, B. (2006). Frequency analysis of a sequence of dependent and/or non-stationary hydro-meteorological observations: A review. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 534-552. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2006.03.004

- Kite, G. W. (1977). Chapter 9: Pearson type III distribution and Chapter 12: Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 105-122, 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Kumar, P., Guttarp, P., & Foufoula-Georgiu, E. (1994). A probability weighted moment test to assess simple scaling. *Stochastic Hydrology and Hydraulics*, 8(3), 173-183.
- Machiwal, D., & Jha, M. K. (2012). Chapter 4: Methods for time series analysis. In: *Hydrologic time series analysis: Theory and practice* (pp. 51-84). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- McMahon, T. A., & Mein, R. G. (1986). Theme 4-17: Simulation using generated data. In: *River and reservoir yield* (pp. 141-142). Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Metcalf, A. V. (1997). Chapter 2: Probability distributions and Monte Carlo simulation and Appendix 2: Random number generation. In: *Statistics in Civil Engineering* (pp. 7-38, 319-320). London, UK: Arnold Publishers.
- Ostle, B., & Mensing, R. W. (1975). Chapter 7: Regression analysis. In: *Statistics in research* (3rd ed.). (pp. 165-236). Ames, USA: Iowa State University Press.
- Ouarda, T. B. M. J. (2017). Regional flood frequency modeling. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 77.1-77.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.

- Rahman, A., Haddad, K., & Eslamian, S. (2014). Regional flood frequency analysis. In: Eslamian, S. (ed). *Handbook of engineering hydrology: Modeling, climate change and variability* (pp. 451-469). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Ramírez-Orozco, A. I., Gutiérrez-López, A., & Ruiz-Silva, H. L. (2009). Análisis de la ocurrencia en el tiempo de los gastos máximos en México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 24(1), 115-124.
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Chapter 3: Probability weighted moments and L-moments. In: *Flood frequency analysis* (pp. 53-72). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Salas, J. D. (1993). Analysis and modeling of hydrologic time series. Chapter 19. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of Hydrology* (pp. 19.1-19.72). New York, USA: McGraw-Hill, Inc.
- Skertchly-Molina, L. (1989). Métodos para calcular capacidades de embalse. *Ingeniería Hidráulica en México*, enero-abril de 1989, 46-52.
- Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (Ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 76.1-76.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Varas, E. (2000). Estimación de momentos ponderados regionales de caudales máximos diarios. *Ingeniería Hidráulica en México*, 15(1), 51-61.

- Wagener, T., Wheeler, H. S., & Gupta, H. V. (2004). *Rainfall-runoff modelling in gauged and ungauged catchments*. London, UK: Imperial College Press.
- WMO, World Meteorological Organization. (1971). Annexed III: Standard tests of significance to be recommended in routine analysis of climatic fluctuations. In: *Climatic Change* (pp. 58-71) (Technical Note No. 79). Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization.
- Zelen, M., & Severo, N. C. (1972). Probability functions. Chapter 26 (pp. 925-995). In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions*. New York, USA: Dover Publications.
- Zrinji, Z., & Burn, D. H. (1996). Regional flood frequency with hierarchical region of influence. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 122(4), 245-252. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1996)122:4(245)
- Zsuffa, I., & Gálai, A. (1987). *Reservoir sizing by transition probabilities. Theory, methodology and application*. Littleton, USA: Water Resources Publications.

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-02

Articles

Rainfall and temperature trends in the Altiplano Potosino Region, Mexico (1975-2015)

Tendencias de precipitación y temperatura en el altiplano potosino, México (1975-2015)

Hermann Rocha-Escalante¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0437-5734>

Araceli Jaimes-Arredondo², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2223-0072>

Antonio Cardona-Benavides³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8121-4657>

Clemente Rodríguez-Cuevas⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4213-4552>

Germán Giácoman-Vallejos⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9792-6904>

Jorge Aceves-de Alba⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2420-2048>



María Elena García-Arreola⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0437-5734>

Rodolfo Cisneros-Almazán⁸, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2129-9868>

¹Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico,
hermann.escalante@uaslp.mx

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico,
A227512@alumnos.uaslp.mx

³Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico,
acardona@uaslp.mx

⁴Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico,
clemente.rodriguez@uaslp.mx

⁵Universidad Autónoma de Yucatán, Yucatán, Mexico,
giacomano@correo.uady.mx

⁶Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico,
jaceves@uaslp.mx

⁷Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico,
maria.garcia@uaslp.mx

⁸Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico,
cisnerro@uaslp.mx

Corresponding author: Hermann Rocha-Escalante,
hermann.escalante@uaslp.mx

Abstract

The observed changes in the climate systems during the last decades have generated a growing popular concern, especially in the scientific world, which has led to a series of research on the causes and possible consequences of climate change. This is a topic of great interest worldwide, including in Mexico. The Altiplano Potosino Region, Mexico, is located in the northwestern part of the state of San Luis Potosi, Mexico, with an approximate area of 29 119 km², with an annual rainfall lower than 400 mm and an annual average temperature of 17.5 °C. Groundwater is the main source of supply because surface runoff is limited. The objective of this study was to perform a time series analysis of the historical records of rainfall and temperature, at the meteorological stations located in the study region from the period 1975 to 2015, to identify spatial and temporal trends and patterns. For this, the non-parametric Mann-Kendall test was used. The results indicate both

increased and decreasing trends in the annual and monthly periods for the variables analyzed. Trends suggest local behaviors. Monthly precipitation trends show increases in spring and summer, while they tend to decrease in autumn. Annual and monthly temperature trends show a greater variability spatial and temporal, where there are important annual variations because of the monthly changes; or there are monthly variations that are not yet reflected in an annual trend.

Keywords: Rainfall, temperature, Altiplano Potosino Region, time series, trend analysis, climate change, rate of increase or decrease.

Resumen

Los cambios observados en el clima durante las últimas décadas han generado una creciente inquietud popular, especialmente en el mundo científico, lo que ha propiciado una serie de investigaciones sobre las causas y posibles consecuencias del cambio climático. Éste es un tema de gran interés a nivel mundial, incluyendo México. La región denominada altiplano potosino se localiza en la parte noroccidental del estado de San Luis Potosí, México, con un área de 29 119.80 km²; tiene una precipitación anual inferior a los 400 mm y temperatura media anual de 17.5 °C. El agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento, ya que las escorrentías superficiales son limitadas. El objetivo de este trabajo

fue realizar un análisis de series de tiempo de los registros históricos de la precipitación y la temperatura en las estaciones meteorológicas ubicadas en la región de estudio en el periodo 1975-2015, para identificar tendencias y patrones espaciales y temporales. Para ello, se utilizó la prueba estadística no-paramétrica de Mann-Kendall. Los resultados indican tanto incrementos como decrementos en las tendencias anuales y mensuales para las variables analizadas. Dichas tendencias sugieren comportamientos locales. Con respecto a la precipitación, se presentan incrementos en primavera y verano mientras que tienden a disminuir en otoño. Con respecto a la temperatura, se detectó una mayor variabilidad en las tendencias (anuales y mensuales); hay un mayor reflejo en la variabilidad anual, sustentada por los cambios mensuales; o en su caso, existen variaciones mensuales que aún no se ven reflejadas en una tendencia anual.

Palabras clave: precipitación, temperatura, altiplano potosino, series de tiempo, análisis de tendencias, tasa de incremento o decremento, cambio climático.

Received: 03/23/2020

Accepted: 11/05/2021



Introduction

The changes observed in the climate during the last decades have generated a growing popular concern, especially in the scientific world, which has led to a series of investigations into the causes and possible consequences of climate change. The Earth's climate has not always been the same; we must remember the glaciations of the Upper Cenozoic and the interglacial eras through which the planet has passed, which in some periods led the seas to a level three meters higher than the present and temperatures greater than 2 to 3 ° C of the current average. These climatic changes can be attributed to natural causes and the most recent as a consequence of human activities (Allyón, 2003).

There is strong evidence of climate change on a global scale, so this is a topic of great interest worldwide, including in Mexico (Méndez, Návar, & González, 2008). In this sense, from the late nineteenth century to the date, studies have been carried out to detect climate change in various parts of the world through an analysis of rainfall trends. Some of these studies include those carried out by Bradley *et al.* (1987) in the Northern Hemisphere; Hurrell (1995) in the North Atlantic; Brunetti, Buffoni, Maugeri, and Nanni (2000) in Italy; Haylock and Nicholls (2000) in

Australia; Kruger (2006) in South Africa; Reiter, Weidinger, and Mauser (2012) in the upper basin of the Danube River (Austria, Germany and Czech Republic); and Carlón and Mendoza (2007), Méndez *et al.* (2008), Montero and Pérez (2008), Algara (2009), Campos (2015), and Tello (2019) recently in Mexico. Regardless of geographical location, the results show the presence of significant changes in rainfall and temperature trends, which could have an impact on vulnerability effects to changes in meteorological phenomena in various regions.

Global climate change is one of the most severe environmental problems facing this century due to the increase in greenhouse gases, attributed to human activities, without ruling out natural variability, above historical levels (Magaña, 2004; IPCC, 2001). Global climate change has the enormous potential to produce significant changes in the average state of the land-ocean-atmosphere system, which would result in changes in the circulation patterns of the atmosphere and ocean which will produce an increase in global average temperature, and strongly affect current rainfall patterns (IPCC, 2001).

Experts in the field have pointed out that to evidence the existence of climate change, it is necessary to analyze the trends of climatic variables considering different scales of time and space (Méndez *et al.*, 2008).

Among many other factors, updated information on climate change is key for Mexico to integrate a strategy that combines its own, regional and multilateral actions, to locate them around the security and well-being of its inhabitants. The current interest in understanding the causes of climate variability imposes the need to analyze trends of a series of meteorological variables (Miklos, 2018).

If it is clear that Mexico is highly vulnerable to extreme weather and climate conditions, it would be desirable to have better information and forecasting capacity at regional and local scales, as well as accurate diagnoses of vulnerability. These diagnoses would allow for the construction of dynamic risk assessments to design preventive strategies for the forecast of extreme hydrometeorological conditions, as well as action schemes that provide an efficient and effective response to possible disasters (Magaña, Landa, & Neri, 2008).

The state of San Luis Potosí, due to its unique geographical conditions, is a complex scenario, of national importance, which allows us to understand the processes, present throughout the territory, associated with climate change. An interesting feature of the Potosi territory is its extraordinary physical, climatic, ecological, and cultural diversity, which is manifested in a wide variety of ecosystems, agricultural and livestock production systems, biodiversity, and technologies. This great diversity is a natural result of the geographical and climatic variability of the state

and is considered one of the most important in the world (Blanco, Vázquez, Reyes, & Guzmán, 2015).

The region called Altiplano Potosino Region (AP) is located in the northwestern part of the state of San Luis Potosi, Mexico, with an approximate area of 29 119.80 km² (Figure 1), has an annual rainfall of less than 400 mm and an average annual temperature of 17.5 °C; it is an arid and semi-arid region (Sedeco, 2013). Its hydrography is formed by a set of endorheic basins, storm currents, underground mantles, and some springs (INEGI, 2007). Due to its geographical location, it fuses desert landscapes with woodland and combines xerophilous vegetation with tropical deciduous, coniferous and broadleaf forests, which provides it with a great natural diversity (Inafed, 2010).

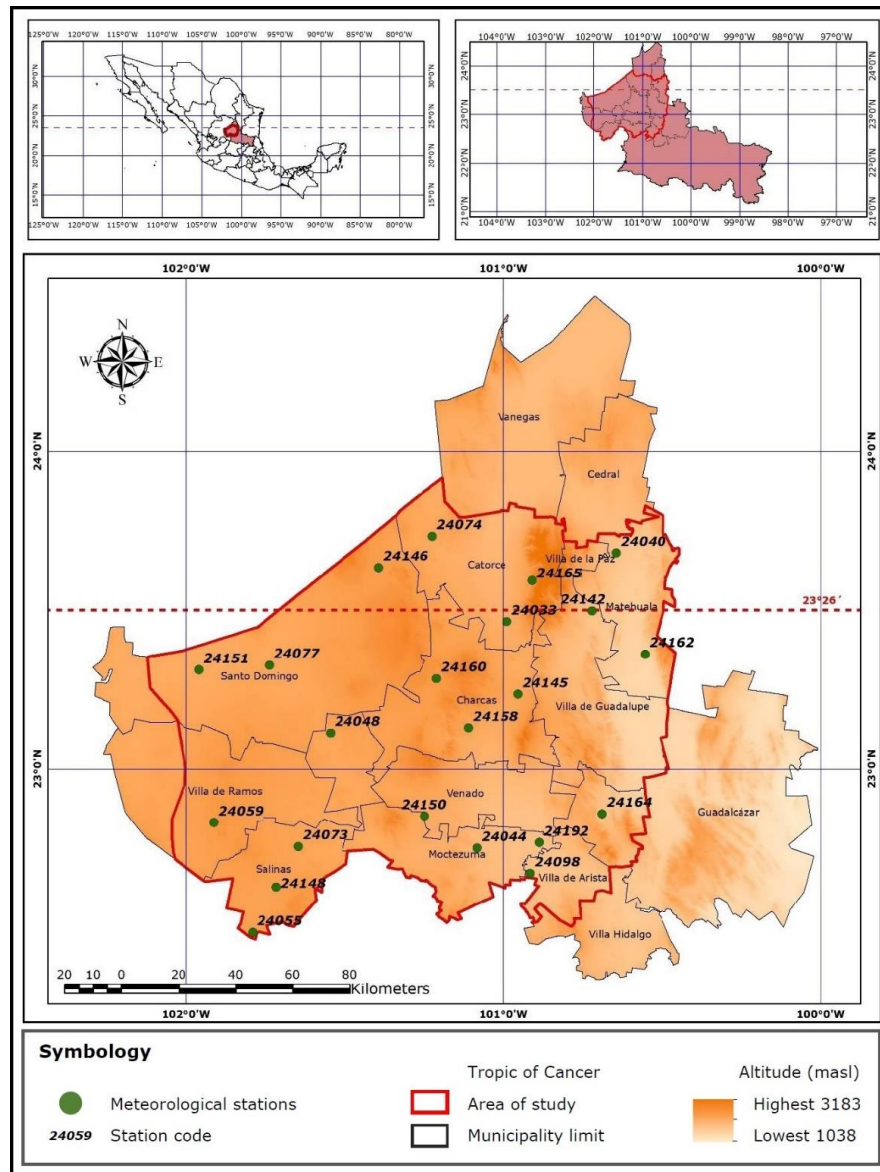


Figure 1. Location of the Altiplano Potosino Region and delimitation of the study area.

Recent evidence indicates that the climate in Mexico exhibits fluctuations different from those recorded historically. The evaluation of a possible change in the rainfall regime is of great importance since this entails the management and control of agricultural, livestock, forestry, economic and social activities (Méndez *et al.*, 2008; Corte-Real, Qian, & Xu, 1998). Studying the variability of the regional climate is of fundamental importance to planning for the management of the natural resources of a country; however, assessing climate variability and the mechanisms that produce the changes is complicated. One of the ways to analyze and interpret the average climate of a region is through annual or seasonal averages of temperature and/or rainfall (Ayllón, 2003).

Based on the above, the objective of this work was to perform an analysis of the time series of historical records of rainfall and temperature in the meteorological stations located in AP, Mexico, in the period between 1975 and 2015, to identify trends and spatial and temporal patterns.

Area of study

Location

The region called AP is located (Figure 1) in the northwestern part of the state of San Luis Potosi, Mexico, located between 22°16' and 23°08' north latitude and between 100°05' and 101°10' west longitude; it comprises 15 of the 58 municipalities of the entity and an approximate area of 29 119.80 km²; it is an arid and semi-arid region that is part of the Chihuahuan Desert (Sedeco, 2013). Most of its territory is located at the height of the Tropic of Cancer. In the AP is the most important orographic group in the state after the Sierra Madre Oriental: to the north, the mountains of Charcas, Catorce, Guadalcazar, Coro and Ypoa and San Pedro Naola; in the south, the mountains of Peñón Blanco, Ahualulco and San Miguelito. In the western part are the Sabino and Ballena mountain ranges, the latter on the borders with the state of Zacatecas (INEGI, 2007).

Weather



According to Conabio (1998), the climate of the AP is classified in most of the territory as dry semi-arid with rains distributed throughout the year (BSok(x')), with temperatures between 12°C and 18°C, the temperature of the coldest month between -3°C and 18°C and temperature of the hottest month less than 22°C and with a percentage of winter rain greater than 18% of the annual total. there is an extension of land to the north with an arid dry climate with rains in summer (BWkw) and a small extension to the east with a temperate climate, subhumid with less than 40 mm of rainfall in the driest month C(wo); both climates with the percentage of winter rainfall between 5 and 10.2% of the annual total. The shape of the country's territory together with the alignment of the Sierra Madre Oriental, the Sierra Madre Occidental, and the Transverse Volcanic Axis decisively influence the distribution of humidity and temperature, being important factors of the aridity of the AP and other parts of Mexico (García, 1986).

Hydrology



The AP hydrography is located in the hydrological region called "El Salado". It is formed by a set of endorheic basins, storm currents, underground mantles, and some springs (INEGI, 2007). It almost completely lacks significant elevations which together with the climatic conditions of the region, means that there are no large surface currents.

Groundwater is the main source of supply, despite its relative potential, because surface currents are generally limited and transient. In the northern part of the state, there are wide valleys filled with tertiary and recent sediments, finding isolated structures of limestone mines. The quality of floodwaters is good, both for irrigation and for domestic use. Alluvial fillers are shallow and have a good chance of aquifer production. There are other conglomeratic and sandy tertiary sediments, and their water is abundant and of good quality.

Materials and methods

For the development of this research, an analysis of trends of the time series of monthly and annual averages of rainfall and temperature in the

AP region was carried out. To do this, in the first stage, the monthly historical records of 53 meteorological stations that are located within the AP were obtained. However, when analyzing and verifying the information of each of the stations, it was decided to work with 22 of them, because they had the largest number of records in common in the 41 years of analysis that comprised the study period (1975-2015). In addition, they complied with the homogeneity analyses through the application of the Helmer test, which is a non-parametric test that is based on sequences and changes from the mean (Mather, 1977; Campos, 1998). Some stations had missing data in some months, so various methods were applied: such as the deductive rationale, for the missing rainfall, and the arithmetic average of neighboring stations (same month and year), for temperature (Campos, 1998). The historical records were obtained by direct request to the State Directorate of the National Water Commission in the State of San Luis Potosi, Mexico.

For each of the meteorological stations, the total monthly rainfall (PrTM), total annual rainfall (PrTA), monthly average temperature (MMR), and the average annual temperature (TMA) of each of the 41 years of the study period (1975-2015) were obtained, to have the complete series for the analysis of time series.

In the second stage of the research, the temporal and spatial trends of rainfall and temperatures were evaluated on an annual and monthly

basis, first by the entire study region as a whole and, subsequently, by each of the meteorological stations. For this, the non-parametric statistical test of Mann-Kendall (Mann (1945) was used; Hoeffding (1948); Kendall (1975); Dietz and Killen (1981) with a significance level of $p \leq 0.05$; this test has been used in environmental sciences since it can analyze records regardless of distribution, lost or seasonal data (Méndez *et al.*, 2008). In addition, this test has been widely recommended and used worldwide to identify trends in climate parameters (IPCC, 2001) due to the consistency and rigidity it presents (Méndez *et al.*, 2008). As part of the evaluation of the trend, the magnitude of the trend was determined, which was called "rate of increase" or "rate of decrease" and was obtained by determining the slope of the trend line. Through the use of a Geographic Information System (GIS), interpolations of the annual and monthly increase and/or decrease rates of rainfall and temperature were carried out to determine the temporality and spatiality of the phenomena analyzed; stations that did not show a statistically significant trend were assigned a value of "0" (zero). The interpolation of the annual increase and decrease rates was performed using the inverse distanced weighted method (IDW), which assumes that each point has a local influence, which decreases with distance (Juárez, 2015).

The nonparametric Mann-Kendall test (Kendall, 1938) has been widely used to test randomness against trends in climate data from time series (Zhang, Harvey, Hogg, & Yuzyk, 2001). This is an especially convenient linear procedure for data with non-normal distribution, for data containing extreme values and nonlinear trends. The null hypothesis H_0 of the nonparametric Mann-Kendall test consists of the data $(x_1, x_2, \dots, x_n)$ being an independent and identically distributed sample of random variables. The alternate hypothesis H_1 consists of the distribution of x_k and x_j not being identical for all $k, j \leq n$ with $k \neq j$. Statistical analysis of the S trend is defined as (Hirsch, Hesel, Cohn, & Gilroy, 1993):

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k) \quad (1)$$

where $\text{sgn}()$ is the sample function.

According to H_0 , the distribution S is normal at the limit when $n \rightarrow \infty$. The mean of the variance of S , considering that there may be nodes in the x -series, is:

$$E[S] = 0 \quad (2)$$

$$Var[S] = \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_p t_p(t_p-1)(2t_p+5) \right] \div 18 \quad (3)$$

where t_p is the number of identical data values in the observed values, and n is the number of values in the analyzed data series. The values of S and $Var[S]$ are used to calculate the Z test statistic, which is a measure of the degree of significance of the trends to test the hypothesis (Mann, 1945; Kendall, 1975):

$$Z = \frac{[S-1]}{\sqrt{Var(S)}} \dots\dots\dots \text{if } S > 0 \quad (4)$$

$$Z = 0 \dots\dots\dots \text{if } S = 0 \quad (5)$$

$$Z = \frac{[S+1]}{\sqrt{Var(S)}} \dots\dots\dots \text{if } S < 0 \quad (6)$$

In a two-sided test for trends, the null hypothesis is rejected at a significance level of α if $|Z| > Z_{(1-\alpha/2)}$, where $Z_{(1-\alpha/2)}$ is the value of the normal distribution exceeding $\alpha/2$. A positive value of Z indicates an upward trend; a negative value indicates a downward trend in the time series evaluated. In this paper, the trends are identified at a significance level of $\alpha=0.05$, with a critical value of 1.96. The Z trend statistical test is used to indicate the significant trend, but it is not a quantification of the magnitude of the trend (Molnár & Ramírez, 2001; Carlón & Mendoza, 2007).

With the identification of the variations of the meteorological trends, the data of the identified stations were graphed using the years on the X axis, and the values of temperature and rainfall on the Y axis. Subsequently, the equation of the line was obtained, in which the slope (m) is considered as the rate of change, which indicates a decrease as negative values and an increase as positive values (Nieto, Martínez, Regalado, & Hernández, 2002).

For the analysis of the results, a spatial and temporal interpretation was carried out. This was carried out annually, monthly, and grouped by seasons of the year: winter (January, February, and March), spring (April, May, and June), summer (July, August, and September), and autumn (October, November, and December).

Results and discussion

Table 1 presents the complete results of the homogeneity analysis using the Helmert Test performed at the 53 meteorological stations in the region of study; nevertheless, only 22 stations, labeled as used stations (US), complied with the homogeneity test in conjunction with the analysis period 1975-2015. The other 31 stations are labeled as non-used stations (NS), and their data is included for reference. In addition, the result of the homogeneity test is presented as "homogeneous" (H) or "non-homogeneous" (NH).

Table 1. Results of the test of homogeneity and periods with the registration of the meteorological stations in the Altiplano Potosino Region.

Meteorological station		Number of years recorded	Period	Helmert test	Type of station analyzed
Code	Name				
24007	Cedral	41	1975-2015	NH	NS
24010	Charcas (DGE)	23	1975-1997	H	NS
24019	El Estribo	41	1975-2015	NH	NS
24021	El Grito	39	1975-2013	H	NS
24022	El Huizache	15	2001-2015	NH	NS
24033	La Maroma	41	1975-2015	H	US
24038	Los Pilares	34	1975-2008	H	NS
24040	Matehuala (SMN)	41	1975-2015	H	US
24041	Matehuala (DGE)	26	1975-2000	NH	NS
24044	Moctezuma (DGE)	41	1975-2015	H	US
24048	Vallejo	41	1975-2015	H	US
24055	Peñón Blanco	41	1975-2015	H	US
24057	Presa de Guadalupe	39	1975-2013	NH	NS
24059	Villa de Ramos	41	1975-2015	H	US
24062	Rincón del Porvenir	26	1990-2015	H	NS
24073	Reforma	41	1975-2015	H	US
24074	Sta. María del Refugio	41	1975-2015	H	US
24077	Santo Domingo	41	1975-2015	H	US

Meteorological station		Number of years recorded	Period	Helmert test	Type of station analyzed
Code	Name				
24078	Santiago	38	1975-2012	H	NS
24094	Vanegas	34	1975-2008	H	NS
24096	Venado	38	1975-2012	NH	NS
24097	El Tule	19	1979-1997	H	NS
24098	El Mezquite	41	1975-2015	H	US
24099	Arista	32	1975-2007	H	NS
24102	Villa Hidalgo	12	1975-1986	NH	NS
24142	La Presa	41	1975-2015	H	US
24144	La Cardoncita	41	1975-2015	NH	NS
24145	Laguna Seca	41	1975-2015	H	US
24146	La Victoria	41	1975-2015	H	US
24148	Salinas	41	1975-2015	H	US
24150	Guanamé	41	1975-2015	H	US
24151	San Juan del Salado	41	1975-2015	H	US
24152	Sauz de la Calera	30	1977-2006	H	NS
24154	San Francisco	41	1975-2015	NH	NS
24157	Ojo de Agua	15	2001-2015	H	NS
24158	Charcas	41	1975-2015	H	US

Meteorological station		Number of years recorded	Period	Helmert test	Type of station analyzed
Code	Name				
24159	El Barril	37	1975-2011	H	NS
24160	Coyotillos	41	1975-2015	H	US
24161	La Herradura	37	1979-2015	NH	NS
24162	El Carmen	41	1975-2015	H	US
24164	Llanos del Carmen	41	1975-2015	H	US
24165	San José de Coronado	41	1975-2015	H	US
24169	Buena Vista	35	1981-2015	NH	NS
24175	El Salado	36	1980-2015	NH	NS
24176	San Juan del Tuzal	36	1980-2015	H	NS
24180	Cañada Verde	32	1979-2010	H	NS
24188	Coronado	31	1982-2012	H	NS
24189	El Hospital	33	1982-2015	H	NS
24191	San Antonio del Mezquite	33	1982-2015	NH	NS
24192	San Francisco	41	1975-2015	H	US
24194	San Rafael	33	1982-2015	H	NS
24196	El Toro	15	2001-2015	NH	NS
24197	El Terrero	33	1983-2015	H	NS

Rainfall

The trend analysis of the time series of the annual rainfall data for the period 1975-2015 presents increases and decreases in different regions of the AP. For instance, there is an increase in the southeast (municipality of Villa de Arista) and north (municipality of Catorce, north of the Tropic of Cancer), where the rates of change go from 2 to 8 mm·year⁻¹; the trend of decrease in the southeast (municipality of Moctezuma) shows rates of up to -2 mm·year⁻¹ (Figure 2). These increases and decreases resulting in the total amount of annual rainfall are not yet reflected in regional effects and could lead to higher and lower rainfall than those historically recorded for each of the areas.

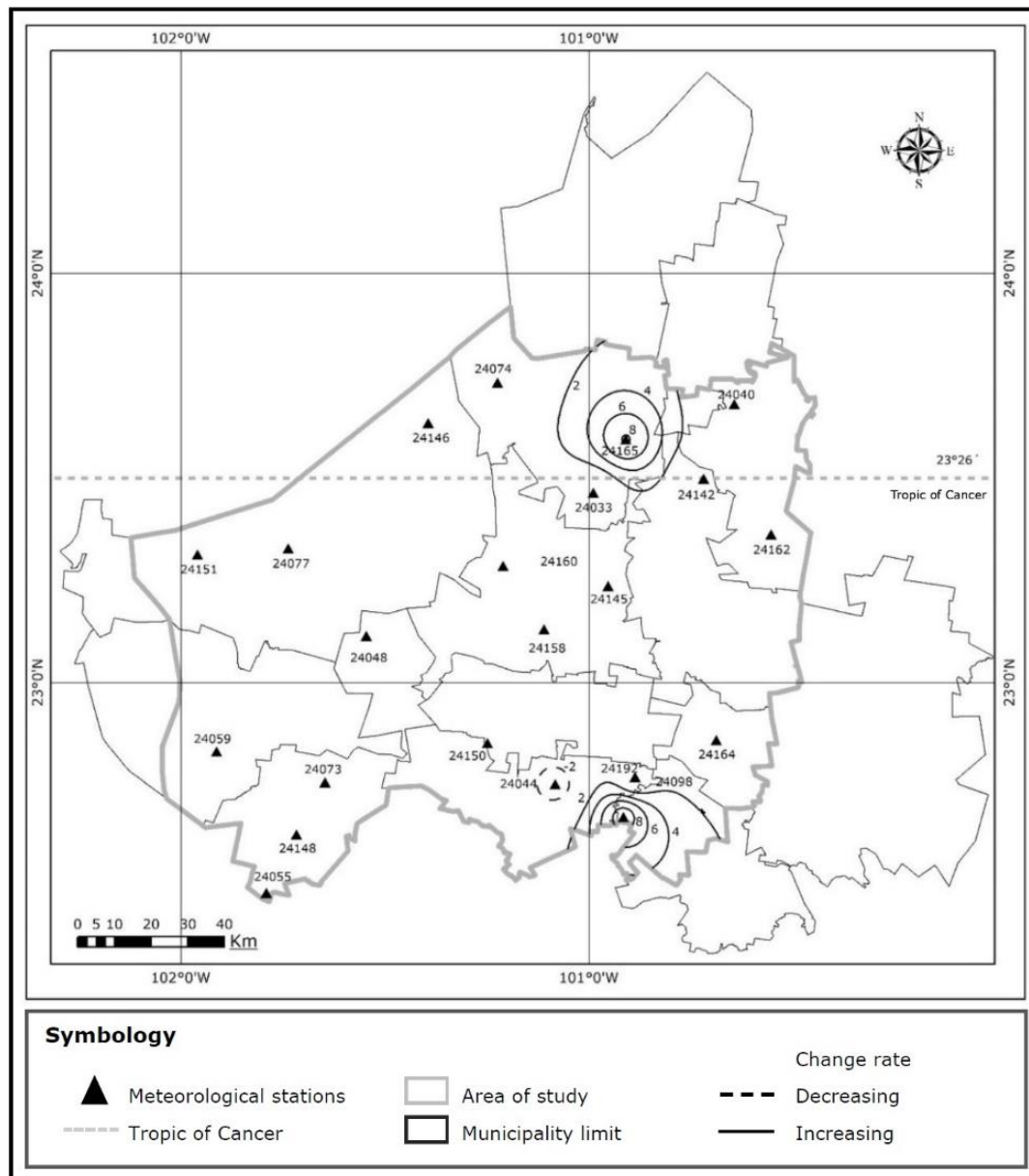


Figure 2. Result of the annual trend analysis for rainfall (1975-2015).

The analysis of trends of the time series of the monthly rainfall data for the period 1975-2015 presents that there are increases and decreases mainly in spring, summer, and autumn. The changes of greater magnitude, in space and time, occur in September (summer) and December (autumn).

For September (1975-2015), as shown in Figure 3, there is an increasing trend in the southeast (municipalities of Villa de Arista and Moctezuma) and north (municipalities of Catorce, Villa de Guadalupe, and Charcas), with rates of change from 0.5 to 2 mm·year⁻¹, with greater magnitudes of increase north of the Tropic of Cancer, compared to the southern part of the same area. Also, there is an increasing trend in the southwest of the AP, mainly in the municipality of Salinas de Hidalgo, with a change rate of between 0.5 and 1 mm·year⁻¹. As in the result of trends of total annual rainfall, the results for September indicate trends, in this case only increasing, with a local behavior, which is not yet reflected in regional effects and that coincides spatially with the results obtained in the annual analysis.

From December (1975-to 2015), there are decreasing trends in a large area of the AP, including municipalities in the north (Catorce, Charcas, and Villa de Guadalupe), south (Venado and Moctezuma), southeast (Villa de Arista and Villa Hidalgo) and southwest (Salinas de

Hidalgo and Villa de Ramos), with rates of changing ranging from -0.1 to $-0.5 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$; being the highest ($-0.5 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$), at the center of the AP region in the municipalities of Catorce, Charcas, and Moctezuma (Figure 4). This result already suggests a regional trend. It can be observed that the areas with a tendency to decrease in the north (municipalities of Catorce, Charcas, and Villa de Guadalupe) and in the southeast (municipality of Villa de Arista) also show an increasing trend as shown in Figure 3, which indicates a variation in the temporality of rainfall, increasing in summer and decreasing in autumn.

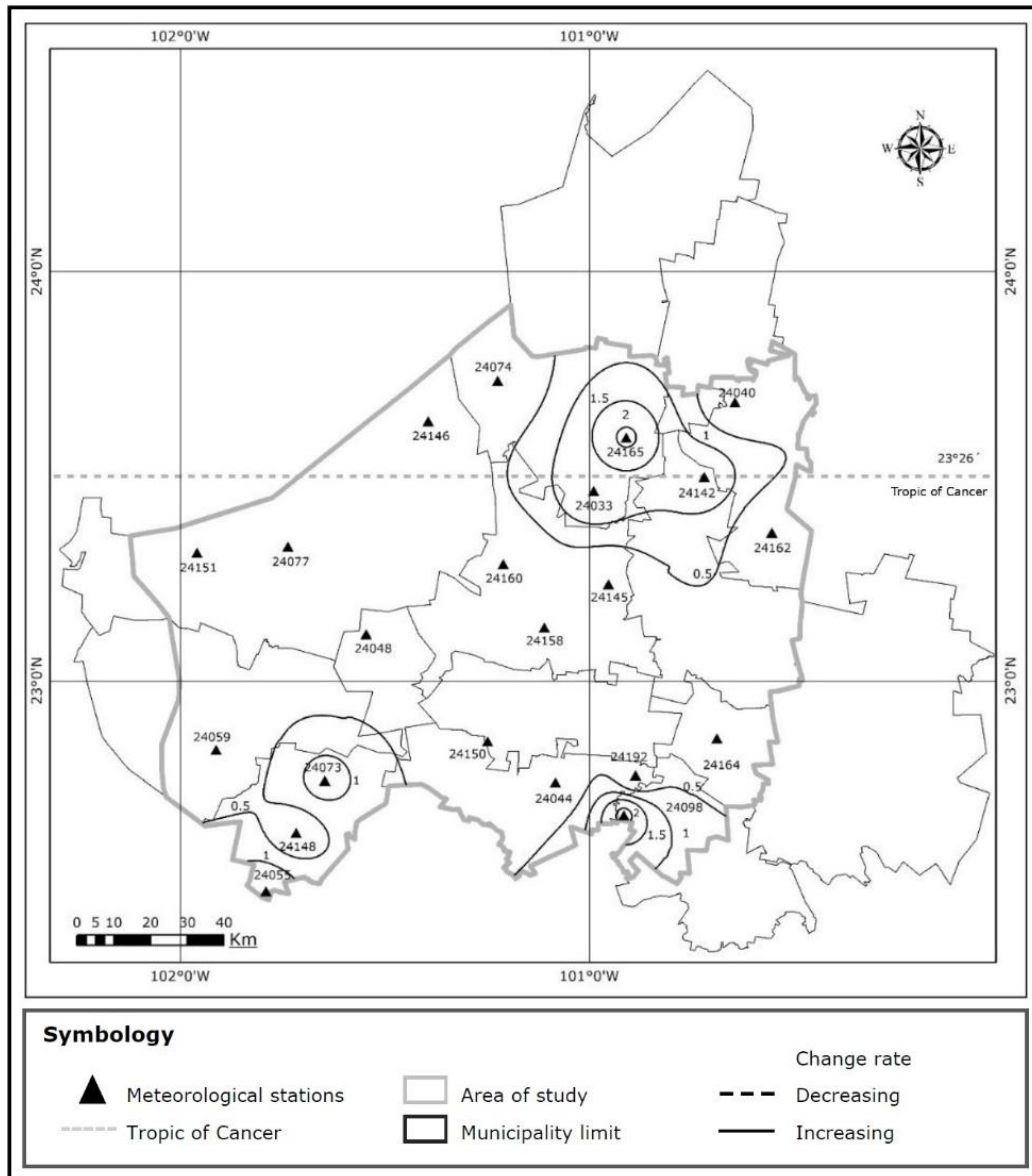


Figure 3. Result of the monthly trend analysis for rainfall (September 1975-2015).

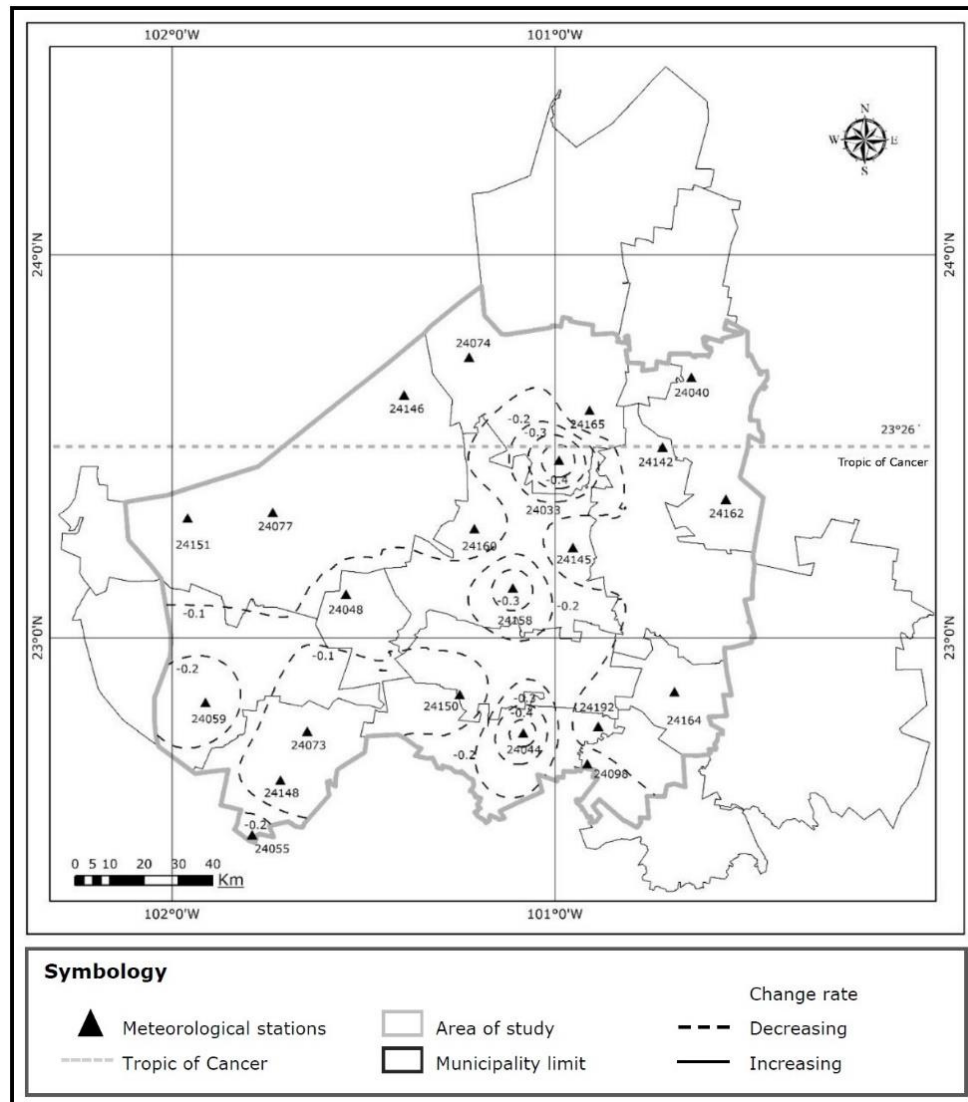


Figure 4. Result of the monthly trend analysis for rainfall (December 1975-2015).

Based on the increases detected in summer and the decreases in autumn, and that there are practically no trends in total annual rainfall, it is suggested that there is a temporary change in the behavior of rainfall, presenting a "temporary compensation" that maintains the total annual rainfall without a tendency to increase or decrease.

Table 2 presents the complete results of the trend analysis for total annual rainfall and total monthly rainfall. As mentioned above, three stations presented a change in the analysis of total annual rainfall. For example, station 24044, located in the municipality of Moctezuma, in the southern part of the AP, presents an annual decreasing rate of $-2.75 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$, with decreases, in the monthly analysis, in spring (June) and autumn (December) of -0.07 and $-0.45 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$, respectively, in the analyzed period. Station 24098, located southeast of the AP in the municipality of Villa de Arista, has an annual increase rate of $8.92 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$, with monthly increase rates in June (spring) and July and September (summer) of 0.99 , 2.23 , and $2.12 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$ respectively; there is also a decrease rate in December (autumn) of $-0.13 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$. A temporal component of change is observed, in addition to the spatial component, because the increasing rates exceed the decreasing ones; therefore, it is suggested that when rainfall increases in spring and summer, there should be another area where there is a decrease in

rainfall that compensates for the total annual rainfall, which, has no trend in the study period. For station 24165 located in the municipality of Catorce, north of the AP, an annual change rate of $8.10 \text{ mm} \cdot \text{year}^{-1}$ is observed, with increasing trends in monthly rainfall in the summer months. In some seasons (e.g., 24040), there were no changes in the total annual and total monthly rainfall trends; while for other seasons (e.g., 25055), temporary changes in total monthly rainfall are observed, which are not reflected in annual change rates. Although in general terms in spatial terms, there are few cases of changes in rainfall trends in the AP seasons, increases in rainfall in spring and summer predominate; while, in autumn there is a tendency to decrease it. The blank cells indicate that there is no increasing or decreasing tendency of rainfall.

Table 2. Results of the analysis of rainfall trends in the Altiplano Potosino Region (1975-2015).

Station	Annual	Winter			Spring			Summer			Fall		
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
24040													
24044	-2.75						-0.07						-0.45
24048				0.78			0.73						-0.12
24055										1.47			-0.25

24059													-0.30
24073										1.22			
24074													
24077													
24098	8.92						0.99	2.23		2.12			-0.13
24142										1.41			
24145													
24146													
24148							0.41	1.22		0.18			
24150													
24158							1.52						-0.37
24160					-0.55								
24033										1.49			-0.49
24151													
24162													
24164													
24165	8.10							2.14	1.29	2.08			
24192													

Temperature

The trend analysis of the time series of the annual data of average temperature presents that there are increases in the center (municipality of Charcas) with rates of 0.2 to 0.8 °C·year⁻¹; to the southeast (municipalities of Moctezuma, Venado, Villa de Arista, and Villa Hidalgo) and northwest (Municipality of Catorce) of the AP, with increasing rates from 0.2 to 0.6 °C·year⁻¹ and 0.2 to 0.4 °C·year⁻¹, respectively. Meanwhile, decreases are presented in the center (municipality of Charcas) and west (municipality of Santo Domingo) of the AP with rates of -0.2 to -0.4 °C·year⁻¹ (Figure 5). This indicates increasing trends in a wide extension to the center and southeast (which could be considered an effect at the regional level) and increasing and decreasing trends for the north and center of the PA, respectively.

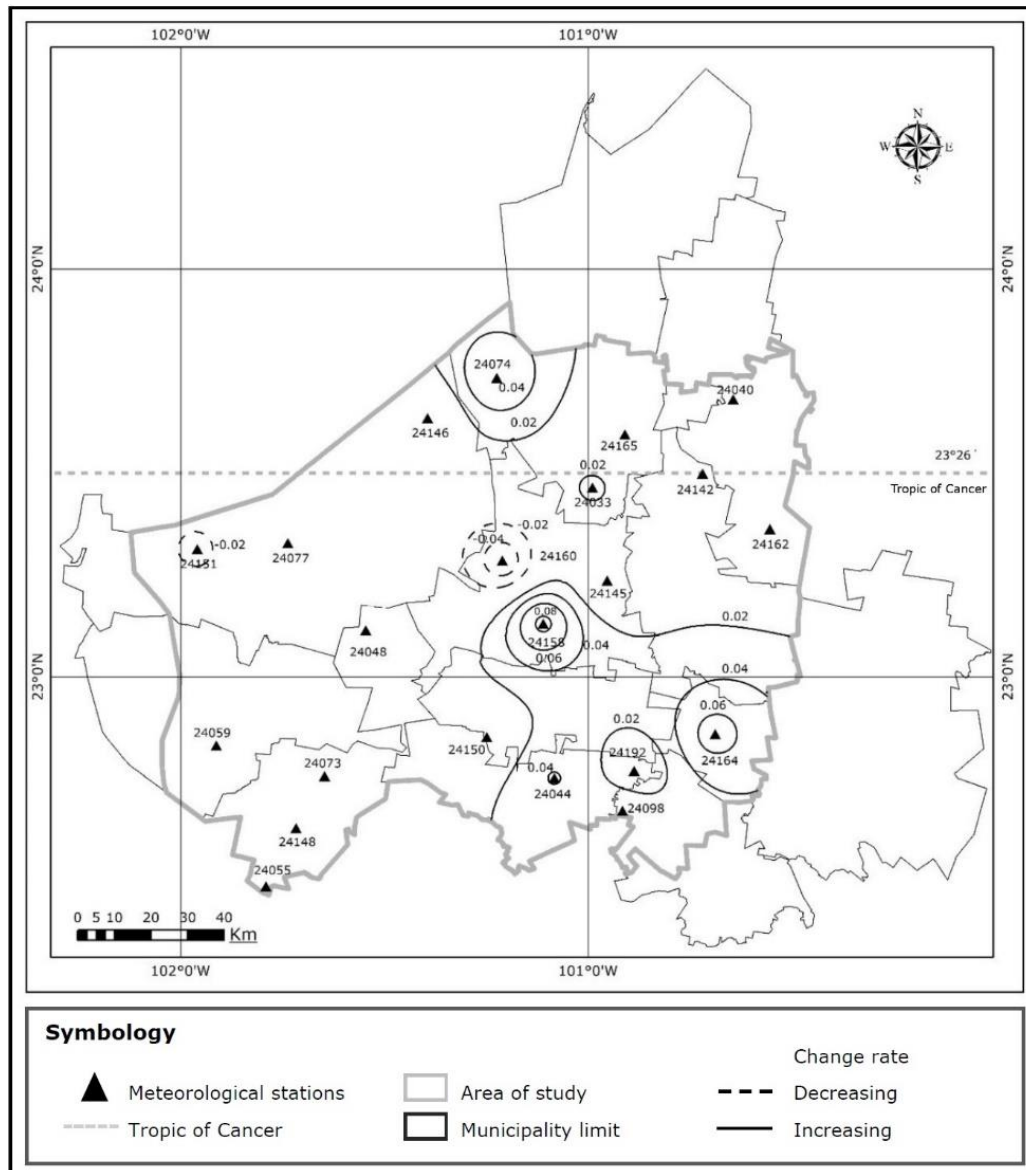


Figure 5. Result of the annual trend analysis for temperature (1975-2015).

The analysis of trends for June (1975-2015) presents that there are increases in the northeast (Matehuala and Villa de la Paz) and northwest (Catorce) with change rates of 0.02 to 0.04 °C·year⁻¹; center (Charcas, Villa de Guadalupe and Venado) and southeast (Villa de Arista and Villa Hidalgo) with change rates of 0.02 to 0.10 °C·year⁻¹ and, west (Santo Domingo) and southwest (Villa de Ramos) of the AP, with change rates of 0.02 to 0.08 °C·year⁻¹. Also, there is a decreasing trend in the center of the AP, mainly north of the municipality of Salinas de Hidalgo and west of the municipality of Charcas, with a change rate of between -0.02 and -0.04 °C·year⁻¹ (Figure 6). Based on these results, the increase trends presented in the northeast and northwest can be identified as precise, while, in the center and southeast, it seems to indicate a trend with a regional behavior.

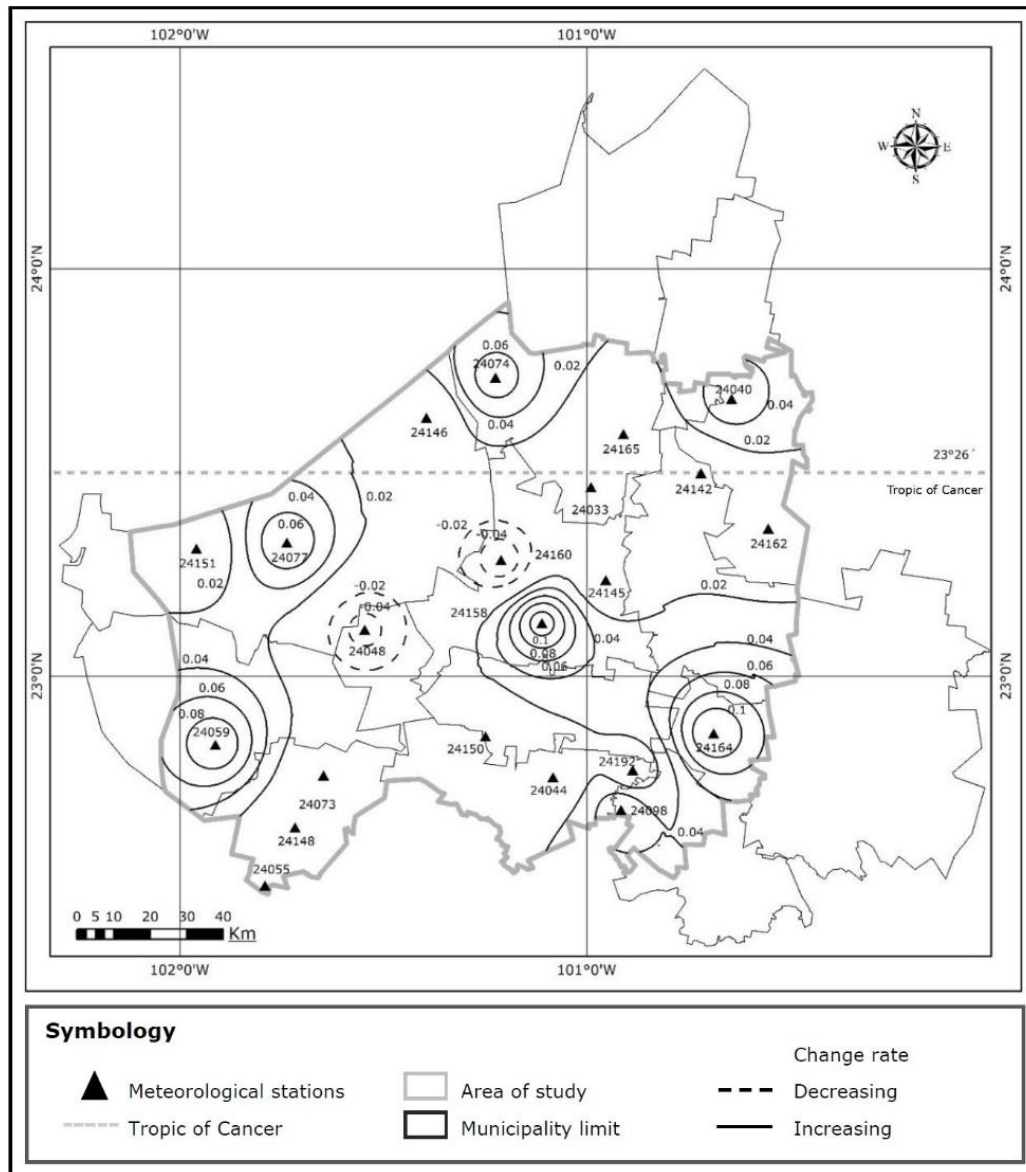


Figure 6. Result of the monthly trend analysis for average temperature (June 1975-2015).

The decreasing trends located in the central area of the AP (Charcas) suggest local effects that are related to the downward trend in the annual analysis, which would indicate that the monthly changes are being reflected on an annual basis.

The analysis of trends for December (1975-2015) shows there are specific increases to the south (Moctezuma) and southwest (Salinas de Hidalgo) with change rates of 0.02 to 0.04 °C·year⁻¹. Also, there are trends of precise decreases in the center (Charcas) and west (Santo Domingo) of the AP, with a change rate of between -0.02 and -0.04 °C·year⁻¹ (Figure 7). These precise behaviors suggest that changes in monthly temperature trends may be due to local effects. The result of this month is the most representative in terms of the trend of temperature decrease. As mentioned above, the decreasing trends in the central area of the AP (Charcas) suggest local effects that are being reflected on an annual basis.

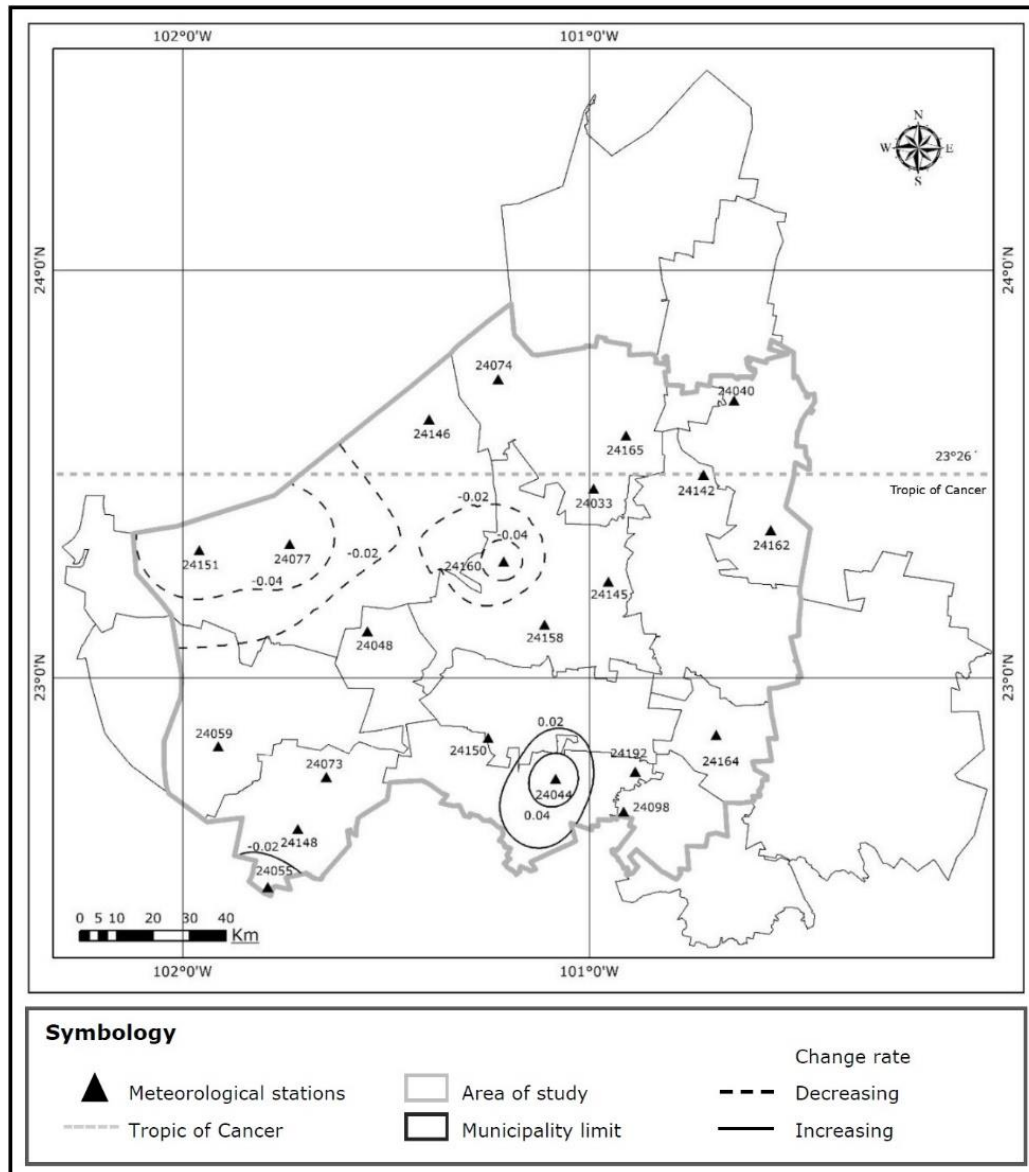


Figure 7. Result of the monthly trend analysis for average temperature (December 1975-2015).

Unlike the behavior observed in the monthly rainfall, trends in the analyzed seasons, changes in the trends of average annual, and monthly temperatures were more common. Table 3 presents the complete results of the trend analysis for average annual temperatures and monthly averages. It is important to point out that in 8 of the 22 stations analyzed there are changes in the average annual temperature trends: 6 of them with an increasing trend (from 0.02 to 0.08 °C·year⁻¹) and two decreasing ones (from -0.02 to -0.05 °C·year⁻¹), both cases without a spatial trend. In all months of the year, there are increasing and decreasing tendencies in most meteorological stations. Only two stations, 24142, located northeast of the AP in the municipality of Villa de Guadalupe, and 24150, located to the south in the municipality of Venado, do not have any temporal trends. Most meteorological stations tend to have an increase in average monthly temperatures, which supports the evidence of changes in average annual temperatures reported in Figure 5. The blank cells indicate that there was no increasing or decreasing tendency in the temperature.

Table 3. Results of the analysis of temperature trends in the Altiplano Potosino Region (1975-2015).

Station	Annual	Winter			Spring			Summer			Fall		
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
24040						0.06	0.05				0.05		
24044	0.04	0.06	0.07						0.04				0.06
24048						-0.06	-0.05						
24055		0.08	0.05										0.04
24059							0.10	0.09	0.08		0.10		
24073									0.03	0.03			
24074	0.06		0.09			0.08	0.07	0.11	0.09	0.05			
24077		-0.07			0.08	0.08	0.08	0.00	0.08	0.06		-0.06	-0.06
24098	0.04					0.02	0.06	0.06	0.06	0.03			
24142													
24145									0.04				
24146									0.03				
24148		-0.04		-0.06									
24150													
24158	0.08				0.10	0.10	0.11	0.11	0.11	0.08	0.10	0.08	
24160	-0.05			-0.05	-0.06	-0.08	-0.06	-0.06	-0.07	-0.06	-0.06	-0.05	-0.05
24033	0.02		0.04						0.03	0.02			
24151	-0.02					-0.02		-0.03			-0.04	-0.06	-0.05

Station	Annual	Winter			Spring			Summer			Fall		
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
24162		-0.07	0.08	-0.08								-0.08	
24164	0.07				0.12		0.12		0.09				
24165			0.09		0.11								
24192						0.07				0.04			

Rainfall and temperature

When observing the results of the trends of the two variables analyzed, only two stations in which there were increasing and decreasing trends in annual rainfall presented a changing trend in temperature. In the case of meteorological station 24044, it presented a decreasing trend in annual rainfall of $-2.75 \text{ mm}\cdot\text{year}^{-1}$ and for average annual temperature, an increase of $0.04 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$. In meteorological station 24098, there was a trend of increase in annual rainfall of $8.92 \text{ mm}\cdot\text{year}^{-1}$ and for average annual temperature, an increase of $0.04 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$.

All the meteorological stations presented a changing trend for any of the variables analyzed, either annually or monthly, except for the meteorological station 24150, located in the municipality of Venado, which does not present any change in the trends analyzed.

The results show that in January, February (winter), May (spring), October, and November (autumn) there are increasing and decreasing tendencies in temperature in some stations while no trends were identified in the rainfall variable for any meteorological station analyzed, which indicates that temperature changes have not had an influence on the behavior of rainfall for the aforementioned months. In March (winter) and August (summer) there are increasing and decreasing changes in the trends of temperature and increasing changes in the tendency of rainfall in one single station for each of the months mentioned; but this does not coincide with the station where there are changes in the trend of temperature. Thus, one can infer that there is no spatial relationship in the behavior of the trends of both variables. For April, June (spring), July, September (summer), and December (autumn) there are increasing and decreasing changes in the variables of rainfall and temperature coinciding in at least one same station in their different combinations of trends. For example, in April, station 24160 presents a decreasing tendency of temperature and rainfall with $-0.06\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ and $-0.55\text{ mm}\cdot\text{year}^{-1}$, respectively; while for December, there are temperature increases of 0.06

and $0.04\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ and rainfall decreases of -0.55 and $-0.25\text{ mm}\cdot\text{year}^{-1}$ for stations 24044 and 25055, respectively, among other cases.

For trend changes in monthly rainfall, it is observed that there is no spatial pattern. In terms of temporality, the increasing trends are mainly present in spring and summer, specifically in June and September, respectively; the decreasing trends are present in autumn, exclusively in December.

In the results of the analysis of trends in monthly temperatures, it is observed that there is no spatial pattern, in all months there are significant increases and/or decreases in at least 3 meteorological stations. In terms of temporality, the increasing trends occur mainly in spring and summer; decreasing trends occur mainly in the autumn and winter months. It should be noted that particularly in station 24160, located in Charcas, there is a very marked decreasing trend (in all seasons of the year, except in January and February), which can be interpreted as a local effect. The trends of temperature increase predominate in the AP which agrees with what was reported by Martínez (2007), who mentions that, based on the results of climate change models, significant temperature increases are expected in Mexico during the present century.

Conclusions

After statistically evaluating 41 years of information corresponding to annual and monthly rainfall and temperatures in the meteorological stations located in the AP region, changes in annual rainfall trends were detected locally in three stations (24044, 24098, and 24165); while, in the analysis of monthly rainfall, there was greater variability in trends, without any spatial pattern having been detected. Temporarily, it was detected that, in the spring and summer months, there is an increasing tendency in the monthly rainfall, while in autumn, specifically in December, there is a clear decreasing trend of rainfall. It is suggested that, between the periods of increase and decrease, there is compensation, in such a way that it is not yet reflected and, therefore, an increase and/or decrease in the annual temporality is detected significantly, except for the aforementioned stations.

About temperature assessment, either annually or monthly, greater variability in the trends was detected. There is a greater reflection in the annual variability, supported by monthly changes; or where appropriate, there are monthly variations that are not yet reflected in the annual trends. This variable suggests greater sensitivity concerning the rainfall

variable and future repercussions on rainfall behavior should be evaluated. Concerning the results obtained, there is a trend of increase in the average annual temperature in the southeast area of the AP, and that is also a consequence of the same behavior observed in increasing trends of the average monthly temperatures, in the same region for June and September. Concerning the decreases detected in the annual and monthly analyses, the results suggest specific behaviors.

On the other hand, the historical information available is a great limitation for this type of analysis, because, if there were a greater quantity and quality of historical information continuously, an analysis with a greater degree of spatial and temporal resolution could be carried out.

The analysis of trends of rainfall and temperature time series is a first step to identifying the causes that are involved in the changes of temporality and spatiality in the meteorological phenomena analyzed.

Acknowledgments

Thanks are due to the Program for The Professional Development of Teachers (PRODEP), in the call for Support to promote the generation and innovative application of knowledge in the year 2018. Project "Hydrogeological and hydrogeochemical characterization of the

Administrative Aquifer of Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí". Letter of Release Official Number: 511-6/18-8708.

References

- Algara, M. (2009). *Propuesta metodológica para medir el impacto de la sequía en la huasteca potosina y propuesta general de manejo*. (tesis de doctorado). Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.
- Ayllón, T. (2003). *Elementos de meteorología y climatología* (2da ed.). México, DF, México: Trillas.
- Blanco, P., Vázquez, V., Reyes, J., & Guzmán, M. (2015). Inventario de recursos turísticos como base para la planificación territorial en la zona Altiplano de San Luis Potosí, México. *Cuadernos de Turismo*, (35), 17-42. Recuperado de <https://doi.org/10.6018/turismo>
- Bradley, R., Diaz, H., Eischeid, J., Jones, P., Kelly, P., & Goodess., C. (1987). Precipitation fluctuations over Northern Hemisphere land areas since the mid-19th century. *Science*, 237, 171-175.
- Brunetti, M., Buffoni, L., Maugeri, M., & Nanni, T. (2000). Precipitation intensity trends in Northern Italy. *International Journal of Climatology*, 20, 1017-1031.

- Campos, D. F. (2015). Búsqueda de tendencias en la precipitación anual del estado de Zacatecas; en 30 registros con más de 50 años. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 16(3), 355-368.
- Campos, D. F. (1998). *Procesos del ciclo hidrológico* (tercera reimpresión). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Carlón, T., & Mendoza, M. (2007). Análisis hidrometeorológico de las estaciones de la cuenca del lago de Cuitzeo. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto Geográfico, UNAM*, (63), 56-76.
- Corte-Real, J., Qian, B., & Xu, H. (1998). Regional climate change in Portugal: precipitation variability associated with large-scale atmospheric circulation. *International Journal of Climatology*, 18, 619-635.
- Dietz, E., & Killeen, T. (1981). A nonparametric multivariate test for monotone trend with pharmaceutical applications. *Journal American Statistical Association*, (76), 169-174.
- García, E. (1986). *Apuntes de climatología* (2da ed). México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (1998). *Climas Escala 1: 250,000*. Recuperado de

<http://geoportal.conabio.gob.mx/descargas/mapas/imagen/96/clima1mgw>

- Haylock, M., & Nicholls, N. (2000). Trends in extreme rainfall indices for an updated high quality data set for Australia, 1910-1998. *International Journal of Climatology*, (20), 1533-1541.
- Hirsch, R., Hesel, D., Cohn, T., & Gilroy, E. (1993). Statistical analysis of hydrologic data. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of Hydrology*. New York, USA: McGraw Hill.
- Hoeffding, W. (1948). A class of statistics with asymptotically normal distribution. *Annals of Mathematical Statistics*, (19), 293-325.
- Hurrell, J. W. (1995). Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: Regional temperature and precipitation. *Science*, (296), 676-679.
- Inafed, Instituto Nacional para Federalismo y el Desarrollo Municipal. (2010). *Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Medio físico*. Recuperado de <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM15mexico/index.html>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2007). *Censo agropecuario*. San Luis Potosí, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

- IPCC, Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. (2001). *Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático*. Recuperado de <https://archive.ipcc.ch/pdf/glossary/tar-ipcc-terms-sp.pdf>
- Juárez, A. (2015). *Adaptación del modelo IDW mediante series de tiempo para el análisis de tendencias de precipitación pluvial* (tesis de maestría). Instituto Politécnico Nacional, México, D.F., México.
- Kendall, M. (1975). *Rank Correlation Methods* (4th ed.). London, UK: Charles Griffin.
- Kendall, M. (1938). A new measure of Rank correlation. *Biometrika*, 30, 81-93.
- Kruger, A. (2006). Observed trends in daily precipitation indices in South Africa: 1910-2004. *International Journal of Climatology*, 26(15), 2275-2285.
- Martínez, P. (2007). Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México. Volumen I. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Magaña, V. (2004). El cambio climático global: comprender el problema. En: Martínez, J., & Fernández, A. (comps.). *Cambio climático: una visión desde México* (pp. 17-20). México, DF, México: Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Magaña, V., Landa, R., & Neri, C. (2008). *Agua y clima: elementos para la adaptación al cambio climático* (edición 2008). México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Mann, H. (1945). Non-parametric tests against trend. *Econometrica*, 13(3), 245-259.
- Mather, J. R. (1977). Workbook in Applied Climatology. Exercise II: Skewness, homogeneity and correlation. In: *Publications in Climatology*, 30(1) (pp. 9-14). New Jersey, USA: Laboratory of Climatology.
- Méndez, J., Návar, J., & González, V. (2008). Análisis de tendencias de precipitación (1920-2004) en México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto Geográfico, UNAM*, (65), 38-55.
- Miklos, T. (2018). *Cambio climático y seguridad nacional: perspectiva, escenarios y estrategias*. Ciudad de México, México: Siglo XXI Editores.
- Molnár, P., & Ramírez, J. (2001). Recent trends in precipitation and streamflow in the Rio Puerco Basin. *Journal of Climate*, 14(10), 2317-2328.
- Montero, M., & Perez, J. (2008). Regionalización de proyecciones de precipitación y temperatura en superficie aplicando el método REA para México. En: Martínez, P., & Aguilar, A. (eds.). *Efectos del*

- cambio climático en los recursos hídricos de México*. Volumen II (pp. 11-22). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Nieto, J., Martínez, R., Regalado, J., & Hernández, F. (2002). Análisis de tendencia de series de tiempo oceanográficas y meteorológicas para determinar evidencias de Cambio Climático en la costa de Ecuador. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 11(1), 17-21. Recuperado de <https://www.oceandocs.org/bitstream/handle/1834/2246/An%3%a1lisis%20de%20tendencia%20de%20series%20de%20tiempo%20oceanogr%3%a1ficas%20y%20meteorol%3%b3gicas....pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Reiter, A., Weidinger, R., & Mauser, W. (2012). Recent climate change at the Upper Danube-A temporal and spatial analysis of temperature and precipitation time series. *Climatic Change*, 111, 665-696.
- Sedeco, Secretaría de Desarrollo Económico. (2013). *Estudios: el Estado de San Luis Potosí*. Recuperado de <http://www.sdeslp.gob.mx/estudios/perfiles/Estado%20de%20slp.pdf>.
- Tello, D. (2019). *Análisis espacial y temporal de las tendencias de precipitación y temperatura, en el acuífero administrativo de San*

Luís Potosí 2411 (tesis de licenciatura). Universidad Autónoma de San Luís Potosí, San Luis Potosí, México.

Zhang, X., Harvey, K. D., Hogg, W. D., & Yuzyk, T. R. (2001). Trends in Canadian streamflow. *Water Resources Research*, 37(3), 987-998.

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-03

Artículos

Metodología para calibración/validación de modelos determinísticos en cuencas hidrográficas

Methodology for calibration/validation of deterministic models in the catchment

Edwin Arley Toledo-Cubillos¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1391-3215>

Alberto Galvis-Castaño², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4158-1919>

¹Instituto Cinara, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Cali, Colombia, edwin.toledo@correounivalle.edu.co

²Instituto Cinara, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Cali, Colombia, alberto.galvis@correounivalle.edu.co

Autor para correspondencia: Edwin Arley Toledo-Cubillos, edwin.toledo@correounivalle.edu.co



Resumen

Para mejorar las predicciones de un modelo hidrológico determinístico se requiere calibrar y validar el modelo de tal forma que se pueda utilizar para predecir el comportamiento del sistema de manera confiable para diferentes condiciones. Este artículo presenta la implementación de una metodología de calibración/validación de modelos hidrológicos determinísticos, considerando tres bloques: 1) creación y generación de intensidades de precipitación y parámetros aleatorios a utilizar para obtener los flujos simulados, los cuales se almacenan en un administrador de base de datos; 2) los parámetros obtenidos en el bloque inicial se agrupan para obtener las frecuencias de intervalo; 3) el bloque correspondiente a la combinación de las frecuencias de intervalo de los parámetros más influyentes para obtener la mejor combinación. La metodología desarrollada se evaluó mediante su aplicación en tres subcuencas del río Meléndez, en Cali, Colombia. Se utilizaron más de 40 eventos de lluvia en cada caso y se aplicó el modelo SWMM para simular los flujos observados. Se usaron los coeficientes de determinación de Nash-Sutcliffe para evaluar el proceso de calibración/validación. Los valores obtenidos fueron superiores a 0.70 para tres eventos en las tres subcuencas. Se evidenció que es posible encontrar un conjunto de parámetros factibles que se ajusten a los diferentes eventos evaluados.

Palabras clave: calibración-validación, modelación determinística, modelo SWMM.

Abstract

To improve the predictions of a deterministic hydrological model, it is necessary to calibrate and validate the model so that it can be used to predict the system's behavior reliably for different conditions. This article presents the implementation of a methodology for calibration/validation deterministic hydrological models. Three blocks were considered: 1) creation and generation of precipitation intensities and random parameters to be used to obtain the simulated flows, which were stored in a database administrator; 2) the parameters obtained in block 1, are grouped to obtain the interval frequencies; 3) combination of the interval frequencies of the most influential parameters, to obtain the best combination. The methodology developed was applied to three sub-basins of the Meléndez River, in Cali, Colombia. We used more than 40 rain events in each case, and we applied the Storm Water Management Model (SWMM) to simulate the flow. The Nash-Sutcliffe determination coefficients were used to evaluate the calibration/validation process. The values obtained were more significant 0.70 for three events in the three

sub-basins. It was evidenced that it is possible to find a set of feasible parameters that adjust to the different events evaluated.

Keywords: Calibration-validation, deterministic modeling, SWMM model.

Recibido: 12/06/2019

Aceptado: 20/03/2021

Introducción

Los modelos hidrológicos determinísticos contienen dentro de sus componentes parámetros que se deben ajustar al lugar específico que se esté evaluando, comparando las observaciones con respecto a los resultados obtenidos del modelo, lo que se define como calibración, para posteriormente evaluar la confianza de los resultados, es decir, el rendimiento de éste, lo que llamamos validación. Estos procesos son indispensables para las decisiones que se tomen con respecto a la

utilización de dichas herramientas, ya que ayudan a mitigar la incertidumbre.

Los parámetros representan las características intrínsecas del sistema y que el usuario especifica como externa al modelo; pueden ser de dos tipos: aquellos destinados a reflejar las características específicas de la dinámica de un proceso y los destinados a reflejar las características específicas de un lugar donde se está aplicando el modelo (Beven, 2009); estos últimos son los parámetros de calibración.

Los valores de los parámetros en teoría se pueden determinar algunas veces mediante mediciones directas realizadas en el lugar de estudio. Sin embargo, los parámetros son representaciones conceptuales de cuencas abstractas y deben determinarse indirectamente a través de un proceso de calibración (Gupta, Sorooshian, & Yapo, 1998). Es decir, que los parámetros de calibración determinan directamente la confiabilidad, exactitud y previsiones del modelo (Zhang, Wang, & Meng, 2015).

Algunos investigadores en la calibración de modelos hidrológicos se han enfocado en encontrar el algoritmo de calibración “perfecto” (Vrugt & Robinson, 2007), mientras que otros investigadores se han dedicado a la mejor elección de la función objetivo (Reichert & Schuwirth, 2012). Aunque son procesos de optimización que se especializan en encontrar

los parámetros óptimos, se enfrentan a un problema fundamental, como lo sostiene Beven (2009), al argumentar que los conjuntos de parámetros óptimos no siempre son los mejores o únicos cuando se utilizan nuevas medidas de rendimiento o periodos de predicciones, lo que agravaría la situación al tratar de encontrar un único conjunto de parámetros "óptimo" que evite la consideración de otros conjuntos de parámetros factibles (Gupta *et al.*, 1998). Esto se debe principalmente a la ambigüedad de los parámetros, que se conoce como "Equifinalidad", o por errores estructurales del modelo, como lo sostienen Wagener, Wheeler y Gupta (2004). Sin embargo, si algunos parámetros físicos, como área, ancho y pendiente no pueden ser identificados de manera única, entonces no pueden estar vinculados de forma determinista con las características físicas de la subcuenca (Wheater, McIntyre, & Wagener, 2008), lo que implicaría que los modelos no se podrían utilizar para hacer predicciones, que es uno de sus principales objetivos; esto, teniendo en cuenta que los valores de algunos parámetros no son necesariamente constantes, como la infiltración y la evaporación, ya que varían según el espacio y/o tiempo.

Calibración no es sólo la búsqueda del mejor conjunto de parámetros, también corresponde a la búsqueda de una distribución de parámetros probables del modelo. Las técnicas y métodos de la estimación probabilística se desarrollan para hallar una distribución de probabilidad conjunta de los parámetros. En el procedimiento, la

estimación de los parámetros no se realiza en un solo punto sino con descripciones probabilísticas de incertidumbre sobre el dominio del parámetro (Chu, Gao, & Sorooshian, 2010), por ello se utiliza una función de verosimilitud. Dentro de estos métodos encontramos la metodología *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE) de Beven y Binley (1992), uno de los métodos más utilizados en el proceso de calibración y cuantificación de la incertidumbre en los modelos hidrológicos determinísticos debido a su simplicidad conceptual, relativa facilidad de implementación, uso y capacidad para manejar diferentes estructuras de error y modelos sin grandes modificaciones al método mismo. Sin embargo, el método ha sido cuestionado en la literatura debido a que las distribuciones de parámetros derivadas de GLUE y los límites son subjetivos, y no tiene un significado estadístico claro, además de que objeta la idea de una solución única, es decir, se espera que muchos conjuntos de parámetros puedan ser igualmente buenos en la predicción de las observaciones (Blasone *et al.*, 2008).

El no poder encontrar parámetros de calibración que se ajusten a las diferentes condiciones o escenarios que se puedan presentar en una subcuenca se debe a varios factores: 1) la poca disponibilidad de datos y la calidad de éstos (Kleidorfer, Möderl, Fach, & Rauch, 2009); 2) las metodologías y técnicas existentes de calibración se limitan a una unidad en la integración de múltiples eventos (Dayaratne & Perera, 2004;

Shinma & Reis, 2014); 3) la falta de eficiencia al caracterizar la superficie de respuesta en el espacio modelo (Beven, 2009); 4) el empleo de las funciones objetivo como medida de rendimiento del modelo, para poder orientar y aceptar la parada de búsqueda de los parámetros, ya que puede influenciar en la distribución de los mismos (magnitud y forma) (Deletic *et al.*, 2012), y 5) el alto consumo de recursos computacionales y de tiempo.

El objetivo del presente trabajo es implementar una metodología de calibración/validación en un modelo determinístico de cuencas hidrográficas, considerando el componente de cantidad con base en tres principios básicos que componen la metodología para poder encontrar parámetros de calibración que se ajusten a diferentes escenarios evaluados. El primer fundamento es el uso de un gestor de base de datos, esto es, un administrador de un conjunto de datos que se encuentran almacenados y que tienen características similares. El segundo principio es el empleo de tablas de distribuciones de frecuencias para describir numéricamente la forma y composición del conjunto de datos agrupados a través de intervalos. El tercer principio es la combinación de los intervalos para hallar conjuntos de datos en un orden no especificado. La metodología se evaluó en tres subcuencas del río Meléndez, localizada en Cali, Colombia. Se utilizó el modelo determinístico hidrológico *Storm Water Management Model* (SWMM), para la obtención de los hidrogramas

que se usaron como caudales “observados”. Después de la creación de algunos parámetros hipotéticos y el uso de más de 40 registros de lluvias obtenidas de la zona.

Metodología

El desarrollo de la metodología de calibración/validación en modelos hidrológicos determinísticos se basó en tres bloques que componen los tres principios de la metodología (ver Figura 1).

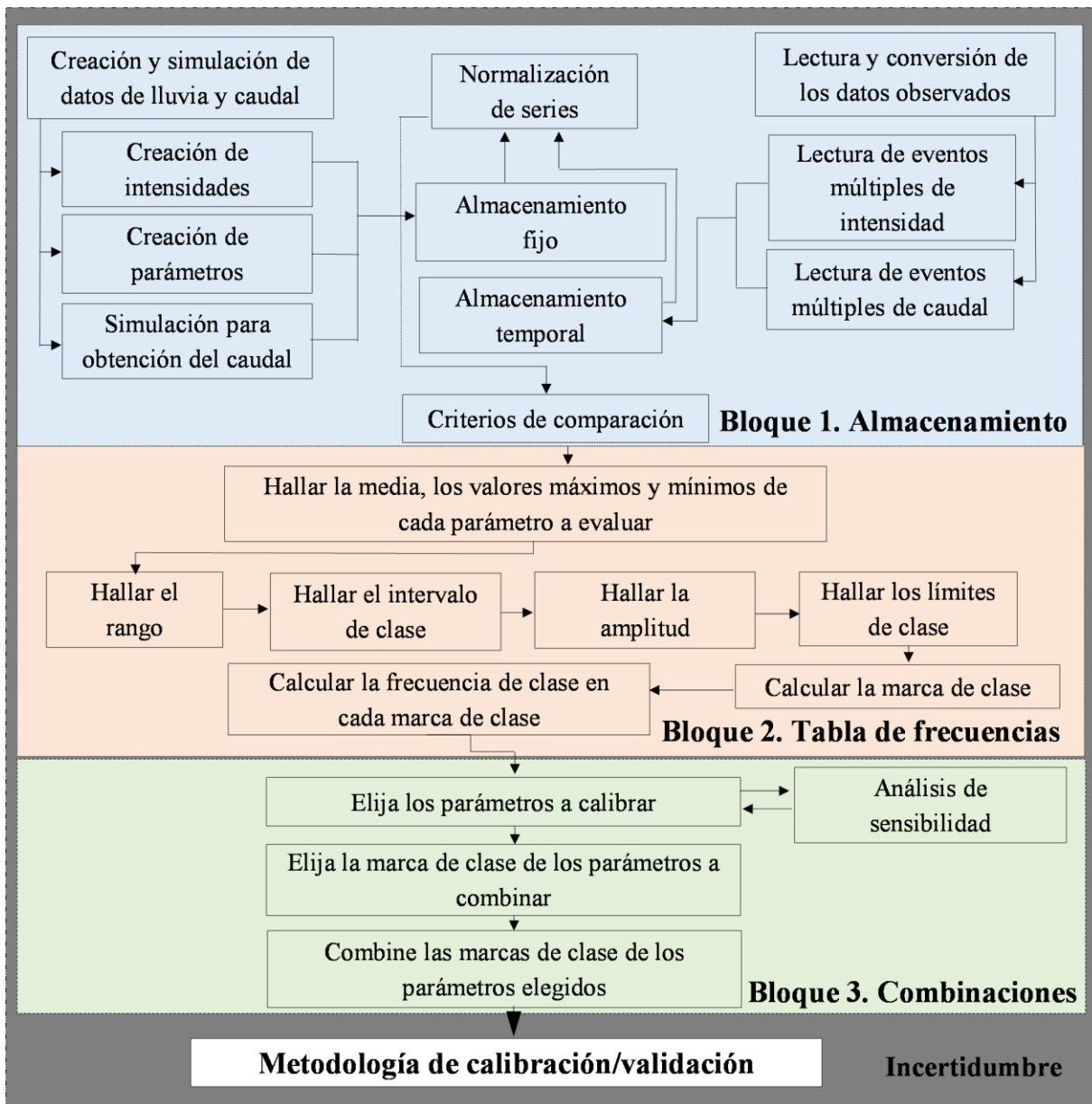


Figura 1. Esquema general de la metodología de calibración/validación.

Primer bloque. Series normalizados y almacenamiento

El primer bloque consistió en utilizar un gestor de base de datos como *MariaDB* y un modelo hidrológico determinístico como *Storm Water Management Model* (SWMM). El modelo se usó para obtener los flujos o caudales simulados después de simular miles de eventos de intensidad de precipitación, y parámetros de calibración que se crearon de forma aleatoria, donde posteriormente se almacenó toda la información obtenida e ingresada al modelo, como las series de intensidad de precipitación, parámetros e hidrogramas.

El empleo de un gestor de base de datos ayudó a mapear y caracterizar toda la superficie de respuesta del modelo en una subcuenca, pues permitió almacenar toda la información de las respectivas corridas que se realizaron al modelo, para posteriormente asociarlos con los valores de series de caudales observados. También ayudó a que el proceso de la búsqueda de las respectivas series fuera lo más eficiente y óptimo.

Cabe destacar que el proceso aplica sólo para modelos determinísticos, ya que representa una “realidad” de forma simplificada, expresada matemáticamente, donde busca simular las condiciones reales a través de las relaciones causas y efectos; los hidrogramas serían los respectivos efectos y los parámetros corresponderían a las causas.

El primer paso consistió en crear y delimitar los parámetros con valores máximos y mínimos que pueden tomar en una subcuenca, teniendo en cuenta valores físicos reales que se pueden presentar en el área. En este paso se requiere un conocimiento previo de la zona de estudio.

En la Tabla 1 se presentan los valores mínimos y máximos de los parámetros a calibrar que pueden tomar las subcuencas del río Meléndez. Los valores se obtuvieron del conocimiento previo de la zona; del conocimiento de las cuencas con características morfológicas similares, y de referencias bibliográficas. La Tabla 1 también presenta las respectivas ecuaciones utilizadas para la creación aleatoria de los parámetros de calibración, donde σ es un valor aleatorio entre 0 y 1.

Tabla 1. Valores mínimos y máximos considerados para los parámetros a calibrar del modelo SWMM en las tres subcuencas del río Meléndez.

Parámetros subcuenca	Valor Mínimo	Valor Máximo	Unidades	Ecuación
Ancho de la cuenca (A_w)	0	1 549	m	$A_w = \text{área}/La$ (1)
Pendiente de la cuenca ($Slope$)	0	100	%	$Slope = \sigma * 100$ (2)
Porcentaje de área impermeable de la cuenca ($\% Imperv$)	0	100	%	$\% Imperv = \sigma * 100$ (3)
Rugosidad de la zona impermeable ($N-imper$) ^a	0.01	0.02	---	$N-Imper = (\sigma * 0.01) + 0.01$ (4)
Rugosidad de la zona permeable ($N-Perv$) ^a	0.021	0.8	---	$N-Perv = (\sigma * 0.779) + 0.021$ (5)
Profundidad de almacenamiento para zonas impermeables ($S-Imperv$) ^b	0	50	mm	$S-Imperv = \sigma * 50$ (6)
Profundidad de almacenamiento para zonas permeables ($S-Perv$) ^b	0	150	mm	$S-Perv = \sigma * 150$ (7)
Porcentaje del área impermeable que no presenta almacenamiento en depresión ($PctZero$)	0	100	%	$PctZero = \sigma * 100$ (8)

Tasa mínima de infiltración en la curva de Horton (<i>MinRate</i>) ^c	0	200	mm/h	$MinRate = \sigma * 200$ (9)
Tasa máxima de infiltración en la curva de Horton (<i>MaxRate</i>) ^c	10	450	mm/h	$MaxRate = (\sigma * 440) + 10$ (10)
Constante de decaimiento del índice de infiltración para la curva de Horton (<i>Decay</i>) ^c	0	32	1/h	$Decay = \sigma * 32$ (11)

Fuente: a) (Crawford & Linsley, 1966); b) (Gómez, 2007); c) (Pitt, Lantrip, Harrison, Henry, & Xue, 1999; Rossman, 2005).

El modelo SWMM representa la subcuenca como un rectángulo, donde el área es igual al producto de largo por ancho (Rossman, 2005). En la ecuación, *Aw* es el ancho y *La* es el largo. Para el presente el ancho máximo que puede alcanzar una subcuenca es de 1 549 m, que corresponde a la raíz cuadrada de 2 400 000 m² (240 ha) de área, que es la máxima que se asignó para una subcuenca.

El proceso continuó con la creación de las series de intensidad de precipitación, para ello se delimitó el número de datos que compone una serie de intensidad. En esta investigación se utilizó un rango entre 6 y 25

registros para la conformación de una serie. Por otro lado, fue necesario determinar los respectivos valores máximos que podría alcanzar cada dato, según su respectiva distribución temporal. Es decir, que cada valor que conforma la serie de intensidad puede ser un dato de intensidad máximo, como se presenta en la Ecuación (12), donde σ es un valor aleatorio entre 0 y 1, y la variable *Intmax* es la intensidad máxima para cada intervalo de tiempo, que viene dada por el modelador según los registros históricos de las estaciones meteorológicas para las cuales se tuvo información. En las subcuencas del río Meléndez se encontraron valores máximos históricos de 50 mm/h (CVC, 2015) para intervalos de 10 minutos.

$$Intensidad = (\sigma * Intmax) \quad (12)$$

La creación de un conjunto de parámetros de calibración crea igualmente una serie de intensidad, para después obtener unos caudales simulados en el modelo SWMM. Todo lo anterior se almacenó de forma permanente en el gestor de base de datos, donde se convirtieron en series normalizadas (Figura 1), excepto los parámetros de calibración. Cada valor de una serie de intensidad de precipitación y los respectivos hidrogramas obtenidos del modelo se procedió a dividirlos por el número

mayor encontrado en su serie, lo que tendría diferentes grupos de números decimales, y uno entero entre rangos de 0 y 1, lo cual definimos como códigos normalizados o normalización de la serie. La normalización se realizó con el fin de facilitar la búsqueda del caudal en la base de datos, ya que se puede representar la forma de un hidrograma con números que estén a la misma escala, es decir, normalizados. Las series normalizadas de la intensidad y caudales también se almacenaron de modo permanente en el gestor de la base de datos.

En el gestor de base de datos *MariaDB* se obtuvieron cinco series almacenadas de forma permanente, que fueron: la intensidad de precipitación, caudales simulados, conjuntos de parámetros y las respectivas series normalizadas tanto de intensidad como de caudales simulados. Al conjunto de las cinco series almacenadas se les llamó “una corrida”, que se identificaba con un número único en el gestor de la base de datos, con el objetivo de que cuando se realizaran las respectivas comparaciones de los caudales observados y simulados se pudiera identificar qué parámetros están asociados con ese hidrograma. Para las subcuencas estudiadas se utilizaron 60 000 corridas, es decir, 60 000 conjuntos y series creadas aleatoriamente de parámetros a calibrar, e intensidades de precipitaciones, respectivamente; 60 000 series de caudales obtenidos en el modelo SWMM, y 60 000 series normalizadas tanto para las intensidades como de caudales.

El proceso de conversión de normalización de series se repitió para las series observadas tanto de intensidad como de caudales, pero con la diferencia de que se almacenaron de forma temporal y externa a la base de datos. En este caso fue en la memoria de acceso aleatorio o RAM (*Random Access Memory*) de la computadora.

Las series “observadas” de caudales correspondieron en este estudio a los hidrogramas obtenidos en el modelo SWMM, después de haber ingresado más de 40 eventos de series de intensidad de precipitación que se tenían de información de la zona para las tres subcuencas estudiadas.

El siguiente paso consistió en hallar o encontrar las series de los hidrogramas normalizados, creados aleatoriamente, simulados y almacenados en el gestor de la base de datos, que se asemejen o se parezcan a las series de los hidrogramas normalizados observados y almacenados temporalmente. Para ello se utilizaron dos criterios de búsqueda o filtros.

El primer criterio consistió en asignar un porcentaje de error a las series normalizadas de los hidrogramas simulados y almacenados en el gestor de base de datos con relación a todas las series normalizadas de los hidrogramas observados. Es decir, que una serie normalizada de un hidrograma simulado y almacenado permanentemente está formado por

datos (para el presente estudio, de 6 a 25 datos); cada dato no debe ser inferior o superior al porcentaje de error de búsqueda.

El segundo criterio consistió en permitir un número de errores en los datos que conforman la serie de los hidrogramas simulados y almacenados en la base de datos con relación al primer filtro. Las series normalizadas de un hidrograma que esté almacenado en la base de datos puede tener datos que salen del rango asignado de búsqueda en el primer filtro, por lo cual se permitió una cantidad de errores en los datos que conforman los hidrogramas almacenados. Para este estudio se utilizó para el primer filtro un porcentaje de error del 10 %; para el segundo filtro, el número de errores permitidos correspondió a dos.

Segundo bloque. Aplicación de distribuciones de frecuencia

En el segundo bloque se aplicaron tablas o distribuciones de frecuencia al conjunto de parámetros de calibración que conformaban las series normalizadas de los hidrogramas simulados y almacenados en el gestor

de la base de datos. Estas series pasaron los criterios de búsqueda en el bloque 1 después del proceso de comparación de los hidrogramas normalizados tanto simulados como observados.

Después de los resultados obtenidos del bloque 1, cada parámetro en específico de calibración contendrá diferentes valores, según las soluciones obtenidas de la base de datos para todos los eventos evaluados. Este hecho implicaría una incertidumbre paramétrica: no poder encontrar un valor único que se ajuste a todos los eventos evaluados. Sin embargo, al encontrar diferentes valores de algún parámetro en específico, y que se puedan agrupar en un solo valor único, y que tenga una frecuencia de repetición se traduce en una validación.

El uso de las tablas de distribución de frecuencia en los conjuntos de parámetros de calibración se realizó con el fin de poder agrupar, condensar y sintetizar todos los valores de los parámetros de calibración obtenidos en el bloque 1. Los pasos fueron los siguientes: 1) el conjunto de los parámetros de calibración obtenidos de la base de datos después de la comparación se organizó para hallar la media, los valores máximos y mínimos en cada parámetro; 2) se halló el rango; 3) se definió el intervalo de clase; 4) se halló la amplitud; 5) se definieron los límites de clase; 6) se calculó la marca de clase, y 7) se calculó la frecuencia de clase en cada marca de clase.

Tercer bloque. Combinación de la marca de clase de los parámetros más influyentes

En el tercer bloque se combinaron y evaluaron las marcas de clases de los parámetros de calibración obtenidos en el bloque 2. Es recomendable combinar y evaluar sólo los parámetros más sensibles, los que representan una mayor tasa de cambio en los caudales al variarlos, para que el proceso de calibración/validación sea más eficiente en cuanto al recurso computacional. Los restantes parámetros, que no se combinan ni evalúan, se obtuvieron de un promedio de la tabla de frecuencias o del conocimiento del modelador.

El número de combinaciones de las marcas de clases de los parámetros a calibrar se puede describir matemáticamente según la Ecuación (13):

$$C = F^P \quad (13)$$

Donde:

C = número de combinaciones.

F = número de marcas de clases a evaluar en cada parámetro.

P = parámetros a calibrar.

La Ecuación (13) se utiliza siempre y cuando se tengan las mismas opciones de marca de clase en los parámetros evaluados; de lo contrario, se utiliza la siguiente ecuación:

$$C = \prod_{k=1}^n F_k \quad (14)$$

Donde:

F_k = posibilidades del parámetro a calibrar.

Con las combinaciones obtenidas de las marcas de clases de los parámetros a calibrar se evaluaron una por una, para cuatro eventos al azar en cada subcuenca. La evaluación se hizo con el objetivo de observar

qué combinación de parámetros se ajustaba mejor a los caudales observados. Para ello, se utilizó una función objetivo como medida de comparación. La función objetivo utilizada correspondió al coeficiente de determinación de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970), que mide cuánto de la variabilidad de las observaciones es explicada por la simulación, donde valores cercanos a 1 representan un mejor ajuste.

Los pasos para el desarrollo del bloque 3 fueron los siguientes: (1) se eligieron los parámetros más sensible, para el modelo SWMM, que según autores como Rossman y Huber (2015), corresponde a la profundidad de almacenamiento para zonas impermeables, porcentaje de impermeabilidad, porcentaje del área impermeable que no presenta almacenamiento en depresión, el ancho y la pendiente; (2) se eligieron las marcas de clases de los parámetros más sensibles que se combinaron y que pueden corresponder al mayor número de frecuencia; (3) se combinaron las diferentes marcas de clases de los parámetros que se eligieron en el paso 1; (4) para los parámetros que no se eligieron como sensibles o influyentes se tomaron valores como un promedio o un valor predeterminado según la experiencia o conocimiento del área.

Los tres bloques están dentro un marco de incertidumbre (ver Figura 1), pues siempre está presente en cualquier proceso de la modelación y se origina en una amplia gama de fuentes, desde la

formulación del modelo hasta la recopilación de datos que se utilizan para la calibración y validación (Deletic *et al.*, 2012).

Implementación de la nueva metodología

Para evaluar la metodología de calibración/validación desarrollada se tomaron tres subcuencas del río Meléndez ubicados en Cali, Colombia (Figura 2). Las subcuencas 2 y 3 corresponden a zona rural donde se presentan pendientes entre el 15 y 50 %, asentamientos de población y existe alguna actividad agrícola a pequeña escala. La subcuenca 1 en su totalidad es urbana, y comprende pendientes entre 5 y 15 % (Univalle & Dagma, 2004).

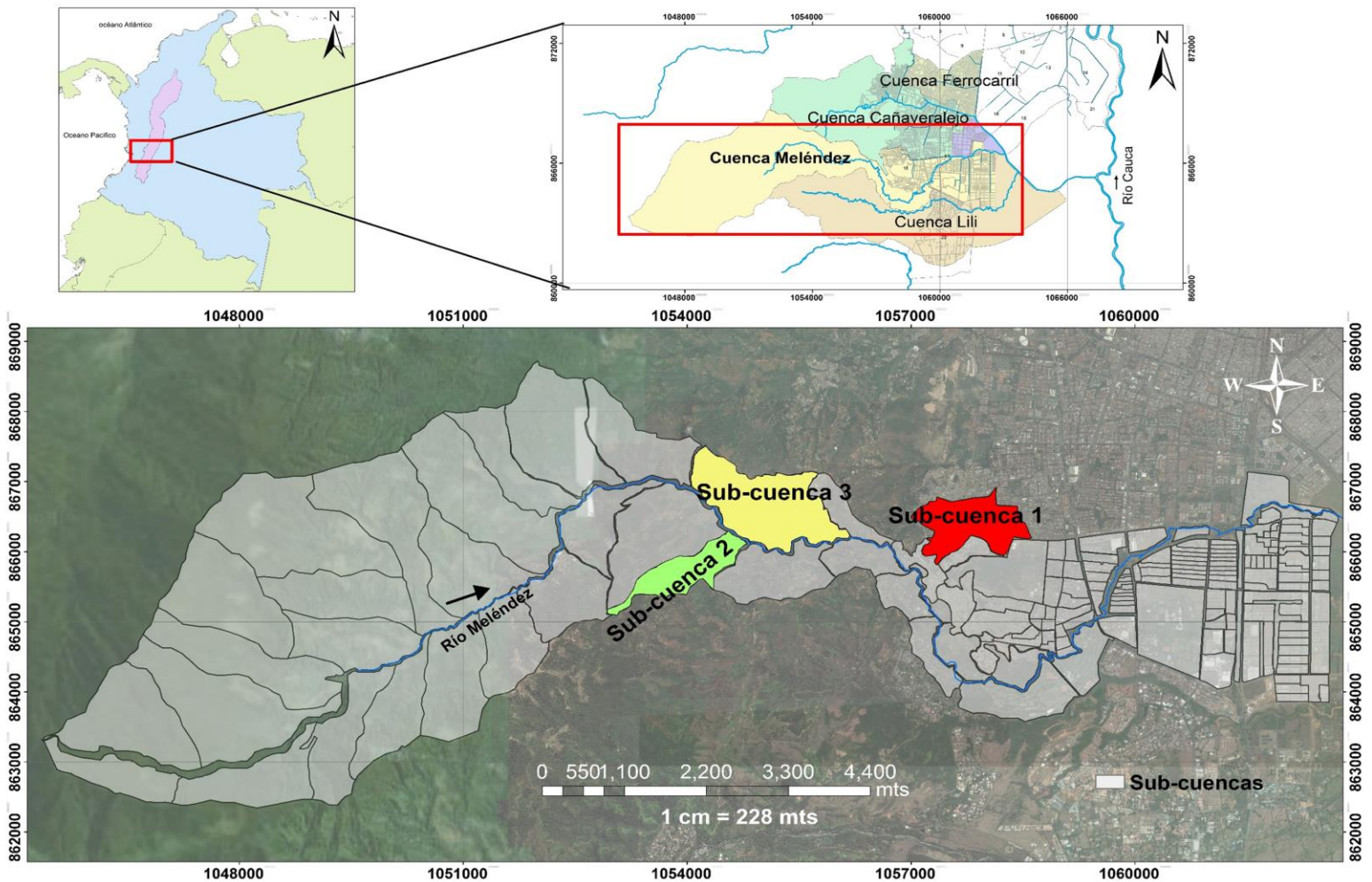


Figura 2. Localización de las tres subcuencas de estudio en el río Meléndez, Cali, Colombia.

Se crearon algunos parámetros hipotéticos en el modelo SWMM 5.1 (ver Tabla 2), a excepción del área, pendiente y ancho (se tenía la respectiva información de campo). Los respectivos hidrogramas se obtuvieron después de ingresar 45 series de intensidades de precipitación observados (CVC, 2015) para la subcuenca 1, y 50 series para la subcuencas 2 y 3, respectivamente; se lograron 45 series de caudales simulados en la subcuenca 1, y 50 series para la subcuencas 2 y 3, que corresponden, en este estudio, a los caudales “observados”.

Tabla 2. Valores iniciales de los parámetros de calibración del modelo SWMM para las subcuencas del río Meléndez considerados en el estudio.

Parámetros	Subcuenca 1	Subcuenca 2	Subcuenca 3
Área- <i>ha</i>	90.2	60	180
Ancho (<i>Width</i>) <i>m</i>	1 315	600	1 400
Pendiente (<i>Slope</i>) %	15	35.5	50
Porcentaje de área impermeable de la cuenca (% <i>Imperv</i>) % *	80	40	35
Coeficiente de rugosidad de la zona impermeable (<i>N-imper</i>)*	0.016	0.015	0.018

Coeficiente de rugosidad de la zona permeable ($N-Perv$) *	0.25	0.4	0.5
Profundidad de almacenamiento para zonas impermeables ($S-Imperv$) mm*	10	6	15
Profundidad de almacenamiento para zonas permeables ($S-Perv$) mm*	20	30	35
Porcentaje del área impermeable que no presenta almacenamiento en depresión ($PctZero$) %*	25	5	12
Tasa máxima de infiltración en la curva de Horton ($MaxRate$) mm/h*	80	150	200
Tasa mínima de infiltración en la curva de Horton ($MinRate$) mm/h*	50	70	80
Constante de decaimiento en la curva de Horton ($Decay$) 1/h*	7	7	10

* Parámetros creados hipotéticamente en las subcuencas.

Resultados



Para el primer bloque, específicamente después de los dos filtros, se encontraron en la base de datos 34, 69 y 19 hidrogramas normalizados para las subcuencas 1, 2 y 3, respectivamente, donde cada hidrograma normalizado está asociado con un conjunto de parámetros de calibración.

Para el segundo bloque se calculó la media aritmética, el máximo y mínimo, rango, intervalo y amplitud para cada parámetro de calibración, como se observa en la Tabla 3, para posteriormente crear la tabla de frecuencias, como se visualiza en la Tabla 4, donde se presentan cuatro parámetros de los cinco elegidos a combinar.

Tabla 3. Resultados de indicadores de los parámetros de calibración para las subcuencas del río Meléndez.

Indicador	Width (m)	Slope (%)	% Imperv (%)	N- imperv	N_Perv	S-Imperv (mm)	S-Perv (mm)	PctZero (%)	MaxRate (mm/h)	MinRate (mm/h)	Decay (1/h)
Subcuenca 1											
Media	814.3	9.40	66.4	0.015	0.46	25	75.3	51.2	194.3	78.5	16.66
Máximo	1 528.2	40.41	99.9	0.020	0.78	48.7	150	97	447.1	195.7	31.52
Mínimo	81	0.15	6.3	0.010	0.07	1.3	2.6	5.7	21.5	3.7	0.08

Rango	1 447.2	40.26	93.6	0.010	0.70	47.4	147.4	91.3	425.6	192.0	31.45
Intervalo	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Amplitud	241.2	6.71	15.6	0.002	0.12	7.9	24.6	15.2	70.9	32.0	5.24
Subcuenca 2											
Media	861.4	33.275	69.2	0.016	0.41	24	68.8	49.87	202.6	74.3	15.47
Máximo	1 584.7	98.713	99.9	0.020	0.8	49.8	147.4	97.90	435.4	186.4	30.85
Mínimo	107	0.006	5.4	0.010	0.02	0.8	1	0.14	13.7	4.8	0.72
Rango	1 477.7	98.704	94.5	0.009	0.77	49.1	146.4	97.76	421.6	181.7	30.13
Intervalo	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Amplitud	211.1	14.101	13.5	0.001	0.11	7	20.9	13.97	60.2	26.0	4.30
Subcuenca 3											
Media	799	44.9	73.1	0.016	0.37	16.7	74.97	46.26	259.6	90.9	17.9
Máximo	1 543	90.5	99.2	0.019	0.77	40.7	142.88	85.28	444.8	192.6	32.0
Mínimo	113	6	36.7	0.011	0.02	1.1	0.52	0.10	20.4	0.9	1.1
Rango	1 430	84.5	62.6	0.008	0.74	39.6	142.36	85.18	424.4	191.7	30.9
Intervalo	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5.0	5
Amplitud	286	16.9	12.5	0.002	0.15	7.9	28.47	17.04	84.9	38.3	6.2

Tabla 4. Resultados de las frecuencias de los parámetros a calibrar en las subcuencas del río Meléndez.

Núm. de registro	Límite inferior	Límite superior	Marca de clase	Frecuencias	Núm. de registro	Límite inferior	Límite superior	Marca de clase	Frecuencias
------------------	-----------------	-----------------	----------------	-------------	------------------	-----------------	-----------------	----------------	-------------

Subcuenca 1									
Frecuencia del parámetro ancho					Frecuencia del parámetro porcentaje de impermeable				
1	81	322.2	201.6	4	1	6.3	21.9	14.1	3
2	322.2	563.4	442.8	6	2	21.9	37.5	29.7	3
3	563.4	804.6	684	8	3	37.5	53.1	45.3	3
4	804.6	1 045.8	925.2	6	4	53.1	68.7	60.9	7
5	1 045.8	1 287	1 166.4	4	5	68.7	84.3	76.5	7
6	1 287	1 528.2	1 407.6	6	6	84.3	99.9	92.1	11
Frecuencia del parámetro pendiente					Frecuencias del parámetro profundidad de almacenamiento para zonas impermeables				
1	0.15	6.86	3.51	19	10	1.3	9.2	5.3	10
2	6.86	13.57	10.22	6	1	9.2	17.1	13.2	1
3	13.57	20.28	16.93	6	6	17.1	25.0	21.1	6
4	20.28	26.99	23.64	2	3	25.0	32.9	29.0	3
5	26.99	33.70	30.35	--	6	32.9	40.8	36.9	6
6	33.70	40.41	37.05	1	8	40.8	48.7	44.8	8
Subcuenca 2									
Frecuencia del parámetro ancho					Frecuencia del parámetro porcentaje de impermeable				
1	107	318.1	212.6	13	1	5.4	18.9	12.2	3

2	318.1	529.2	423.7	8	2	18.9	32.4	25.7	2
3	529.2	740.3	634.8	8	3	32.4	45.9	39.2	6
4	740.3	951.4	845.8	7	4	45.9	59.4	52.7	10
5	951.4	1 162.5	1 057	11	5	59.4	72.9	66.2	14
6	1 162.5	1 373.6	1 268.1	12	6	72.9	86.4	79.7	15
7	1 373.6	1 584.7	1 479.2	10	7	86.4	99.9	93.2	19

Frecuencia del parámetro pendiente

Frecuencias del parámetro profundidad de almacenamiento para zonas impermeables

1	0.006	14.107	7.054	20	1	0.8	7.8	4.3	13
2	14.107	28.208	21.158	13	2	7.8	14.8	11.3	11
3	28.208	42.309	35.259	14	3	14.8	21.8	18.3	7
4	42.309	56.41	49.36	6	4	21.8	28.8	25.3	10
5	56.41	70.511	63.461	10	5	28.8	35.8	32.3	12
6	70.511	84.612	77.562	2	6	35.8	42.8	39.3	4
7	84.612	98.713	91.663	4	7	42.8	49.8	46.3	12

Subcuenca 3

Frecuencia del parámetro ancho

Frecuencia del parámetro porcentaje de impermeable

1	113	399	256	7	1	36.7	49.2	43.0	3
2	399	685	542	2	2	49.2	61.7	55.5	2
3	685	971	828	3	3	61.7	74.2	68.0	5



4	971	1 257	1 114	--	4	74.2	86.7	80.5	1
5	1 257	1 543	1 400	7	5	86.7	99.2	93.0	8
Frecuencia del parámetro pendiente					Frecuencias del parámetro profundidad de almacenamiento para zonas impermeables				
1	6	22.9	14.5	6	1	1.1	9.1	5.1	8
2	22.9	39.8	31.4	1	2	9.1	17.0	13.0	3
3	39.8	56.7	48.3	4	3	17.0	24.9	20.9	3
4	56.7	73.6	65.2	6	4	24.9	32.8	28.9	1
5	73.6	90.5	82.1	2	5	32.8	40.7	36.8	4

Para el tercer bloque, que consistió en combinar las marcas de clases de los parámetros más influyentes, se obtuvo: 6 480 combinaciones para la subcuenca 1 (pendiente tiene cinco marcas de clases; aplica Ecuación (14)); 3 125 combinaciones para la subcuenca 2 (se eligieron las cinco primeras frecuencias que más se repitieron en cada parámetro evaluado; aplica Ecuación (13)); y 2 500 combinaciones (ancho con cuatro marcas de clase; aplica Ecuación (13)) para la subcuenca 3. Todos los resultados obtenidos de las combinaciones (serie de caudales simulados) en cada subcuenca se evaluaron con el coeficiente de determinación de Nash-Sutcliffe para encontrar la mejor combinación de parámetros a calibrar. Los valores de los parámetros elegidos a

combinar se presentan en la Tabla 5, para los cuatro eventos utilizados, con su respectivo coeficiente de determinación de Nash-Sutcliffe (NSE).

Tabla 5. Resultados de los parámetros de calibración con base en combinaciones y coeficientes de Nash-Sutcliffe, obtenidos para los cuatro eventos evaluados en las tres subcuencas del río Meléndez.

Combinación Nº	Width (m)	Slope (%)	% Imperv (%)	S-Imperv (mm)	PctZero (%)	NSE 1	NSE 2	NSE 3	NSE 4
Subcuenca 1									
4	1 166.4	10.22	76.5	13.2	28.5	0.79	0.98	0.86	0.99
12	1 166.2	16.93	76.5	13.2	28.5	0.75	0.98	0.88	0.99
20	1 407.6	10.22	76.5	13.2	28.5	0.76	0.98	0.88	0.99
Subcuenca 2									
1	423.7	35.26	39.2	4.3	7.1	0.89	0.98	0.87	0.70
9	423.7	49.36	39.2	4.3	7.1	0.87	0.99	0.85	0.69
17	634.8	35.26	39.2	4.3	7.1	0.85	0.98	0.83	0.67
Subcuenca 3									
8	828	65.2	43	13	8.6	0.5	0.95	0.66	0.93
16	828	48.3	43	13	8.6	0.58	0.94	0.64	0.90

32	1 400	48.3	43	13	8.6	0.43	0.97	0.70	0.97
----	-------	------	----	----	-----	------	------	------	------

Para la subcuenca 1, los resultados de los NSE 1, 2, 3 y 4 son muy similares para las tres combinaciones; sólo presenta una pequeña variación para el evento 1 (ver Figura 3) y 3; esto se debe a los parámetros ancho y pendiente, que es diferente para la combinación 20 y 12, respectivamente.

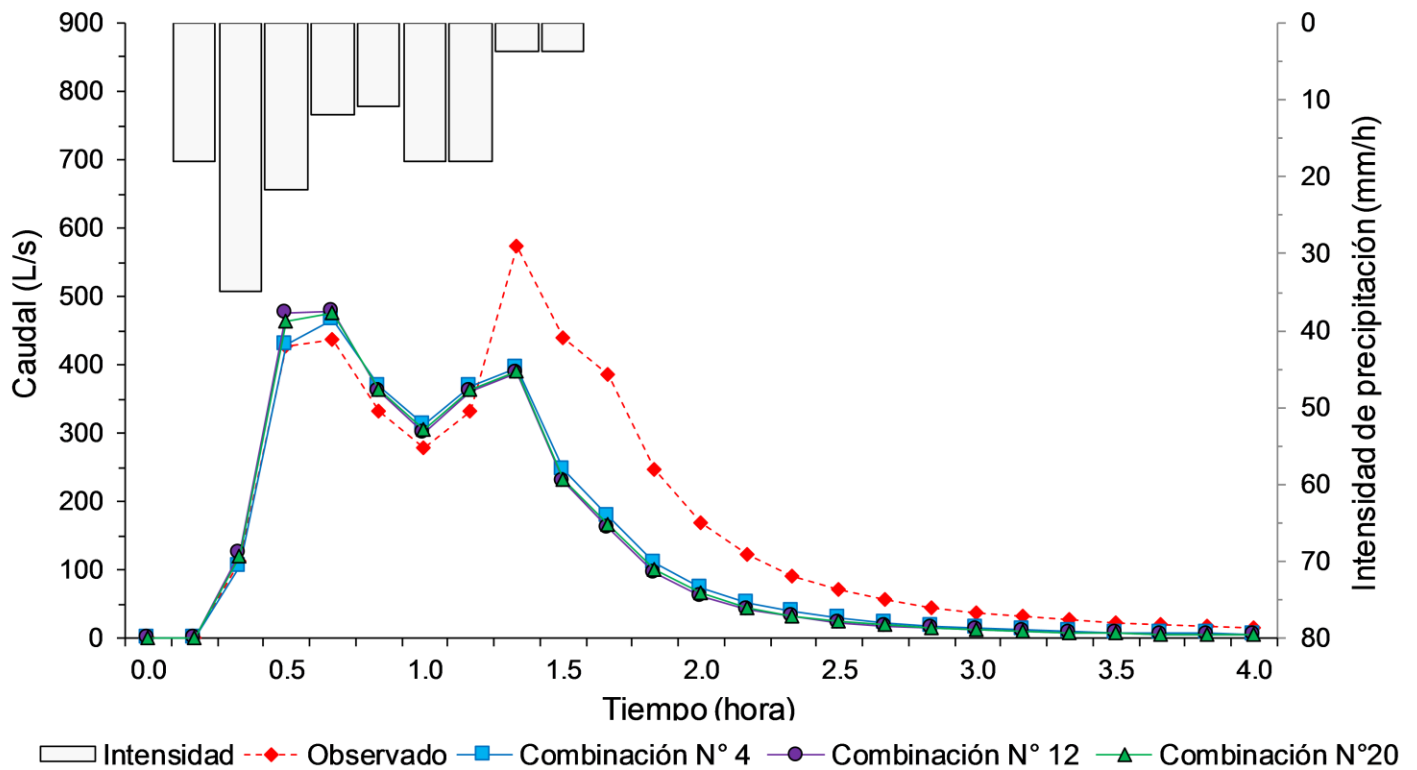


Figura 3. Intensidad de precipitación y caudal observado *versus* combinaciones de caudales simulados para la subcuenca 1 en el evento 1.

Para la subcuenca 2 existe una mayor variabilidad en los NSE evaluados tanto para el evento 1 y 3 (ver Figura 4), aunque no sea

significativa (menor de cinco centésimas), teniendo en cuenta que tres valores de sus parámetros son iguales (% Imperv, S-Imperv y PctZero).

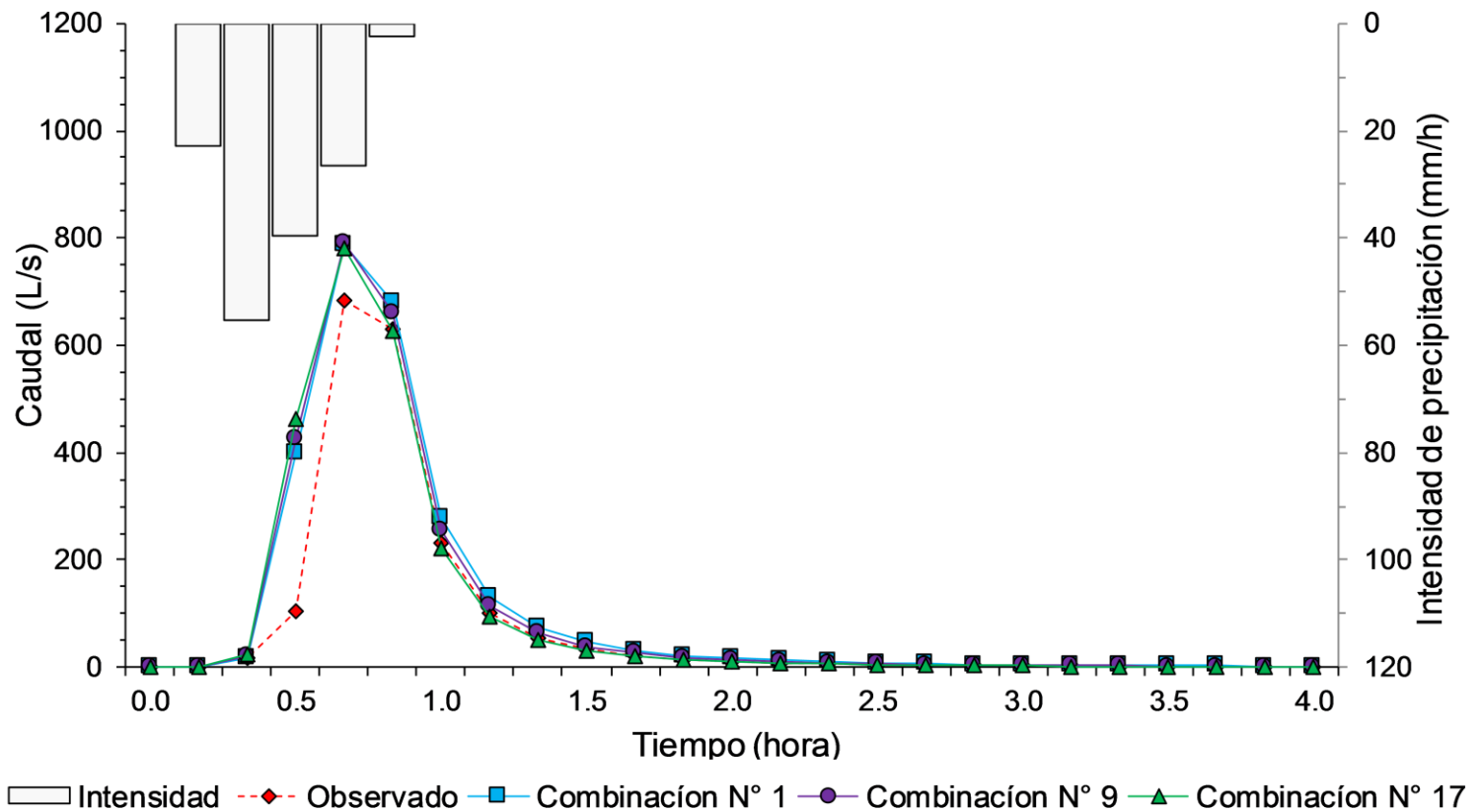


Figura 4. Intensidad de precipitación y caudal observado *versus* combinaciones de caudales simulados para la subcuenca 2 en el evento 3.

Para la subcuenca 3 ocurre igual que en la subcuenca 2, pero esta vez con el NSE 1 tiene una mayor variabilidad con respecto a los otros NSE evaluados (Figura 5), siendo el de menor resultado de NSE en todos los eventos. Este hecho implica que existen algunos parámetros que se ajustan mejor a unos eventos específicos. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que algunos parámetros se crearon hipotéticamente, lo que se traduce en que existe un conjunto único y óptimo de parámetros para el presente estudio.

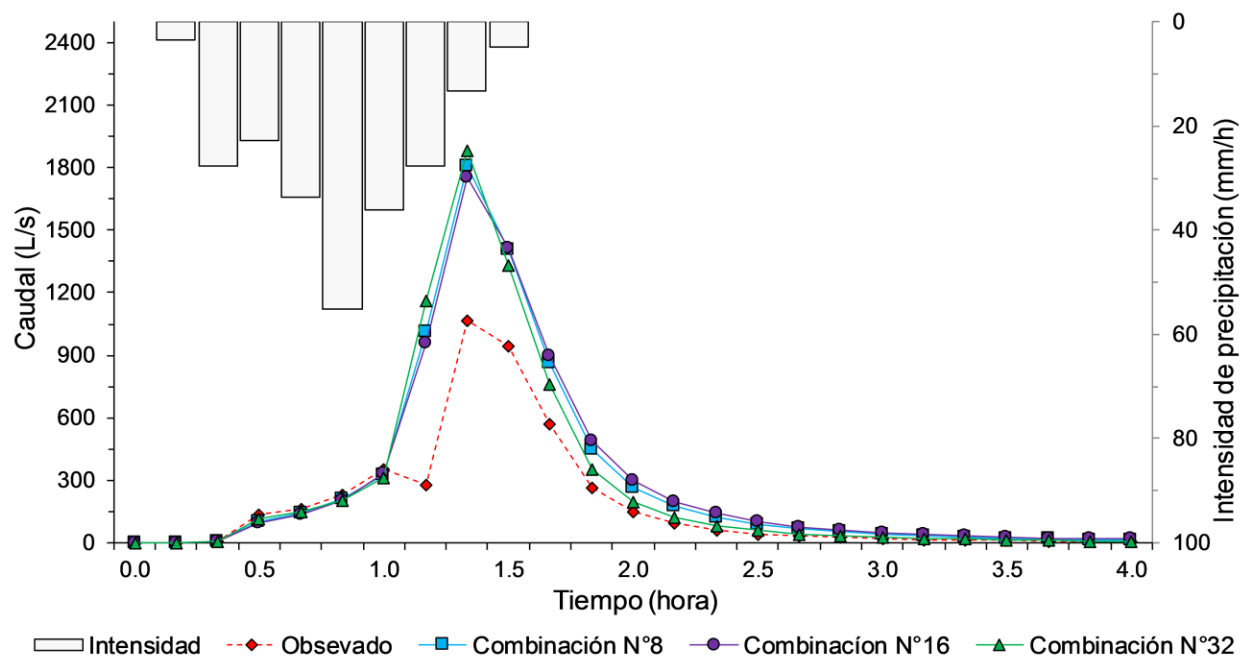


Figura 5. Intensidad de precipitación y caudal observado *versus* combinaciones de caudales simulados para la subcuenca 3 en el evento 1.

Al ser un conjunto único de parámetros, se establece que aplicarían para cualquier evento, como se presenta en el caso de estudio, pero las subcuencas son dinámicas en el tiempo y espacio, y por ello no es posible encontrar un solo set de parámetros únicos que aplique a todos los eventos.

Discusión

En la subcuenca 3, para la combinación número 32, se obtiene un NSE de 0.97 para el evento 2 (ver Tabla 5), siendo un ajuste casi perfecto ($NSE = 1$). Sin embargo, para esa misma combinación y otro evento como el 1 (Tabla 5), el resultado es deficiente con un NSE de 0.43, lo que evidencia que los conjuntos de parámetros óptimos no siempre son óptimos cuando

se utilizan nuevas medidas de rendimiento o periodos de predicciones, como lo sostiene Beven (2009).

También se evidenció en los resultados obtenidos que los cinco parámetros de calibración que se eligieron para combinarse correspondían a los más influyentes o sensibles del modelo SWMM versión 5.1, como lo argumentan Kenneth, Janet y Michael (2008), al indicar que la profundidad de almacenamiento en zonas impermeables (S-Imperv), el porcentaje de impermeable (% Imperv) y el porcentaje del área impermeable que no presenta almacenamiento en depresión (PctZero) tiene una mayor afectación del hidrograma en el modelo.

Otro punto por resaltar es que no se puede utilizar un solo evento para calibrar o validar, como lo muestran los resultados en la subcuencas 1 y 3, específicamente para los eventos 1 y 4 (ver Tabla 5). Para el proceso calibración /validación se requiere contar con múltiples eventos (Mourad, Bertrand-Krajewski, & Chebbo, 2005), y que el éxito de la calibración y validación depende de la cantidad y calidad de los datos (Sorooshian, Gupta, & Fulton, 1983).

Conclusiones



Con la metodología de calibración y validación desarrollada se evidenció que se puede encontrar un conjunto de parámetros factibles para diferentes eventos evaluados, que se pueden utilizar para hacer predicciones en la zona de estudio, pero teniendo en cuenta que los parámetros hallados no son óptimos ni únicos en todos los eventos.

Los resultados de la metodología desarrollada dependieron de dos factores básicamente. El primer factor fue cómo se generó y almacenó la información de las intensidades de precipitaciones, caudales simulados y parámetros de calibración en el gestor de la base de datos; el segundo factor consistió en la cantidad y calidad de los eventos observados que se usaron para el proceso de evaluación y comparación.

Con 5 de 11 parámetros de calibración que tiene el modelo SWMM para calibrar las subcuencas se obtuvieron coeficientes de determinación de Nash-Sutcliffe por encima de 0.7, por lo que no fue necesario calibrar todos los parámetros en su conjunto, y con ello hubo ahorro de recursos computacionales y de tiempo.

En general, para las tres subcuencas estudiadas del río Meléndez en Cali, Colombia, los resultados de los coeficientes de determinación de

Nash-Sutcliffe fueron superiores a 0.7, lo cual es satisfactorio. En consecuencia, el conjunto de parámetros obtenidos en cada subcuenca podría utilizarse para tomar decisiones.

Es indispensable evaluar la metodología de calibración/validación desarrollada en una subcuenca que esté instrumentalizada y donde haya suficiente información tanto de intensidad como de caudales observados para tener en cuenta las diferentes fuentes de incertidumbre.

Agradecimientos

Esta investigación se realizó en el marco del proyecto “Gestión de la Resiliencia en Drenaje Urbano” financiado por Colciencias-Convocatoria 745 de 2016 y la Universidad del Valle, ejecutado mediante los grupos de investigación Gestión Integrada del Recurso Hídrico (GIRH), y Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) de la Universidad del Valle. También extendemos nuestros agradecimientos a Efraín Toledo por su colaboración en este proyecto.

Referencias

Beven, K. (2009). *Environmental modelling: An uncertain future?* London, UK: Taylor & Francis, Routledge.



- Beven, K., & Binley, A. (1992). The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*, 6(3), 279-298. DOI: 10.1002/hyp.3360060305
- Blasone, R.-S., Vrugt, J. A., Madsen, H., Rosbjerg, D., Robinson, B. A., & Zyvoloski, G. A. (2008). Generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) using adaptive Markov Chain Monte Carlo sampling. *Advances in Water Resources*, 31(4), 630-648. DOI: 10.1016/j.advwatres.2007.12.003
- Chu, W., Gao, X., & Sorooshian, S. (2010). Improving the shuffled complex evolution scheme for optimization of complex nonlinear hydrological systems: Application to the calibration of the Sacramento soil-moisture accounting model. *Water Resources Research*, 46(9). DOI: 10.1029/2010wr009224
- Crawford, N. H., & Linsley, R. K. (1966). *Digital simulation in hydrology: Stanford watershed model IV. Tech Report No. 39*. Stanford, USA: Department of Civil Engineering, Stanford University.
- CVC. (2015). *Boletín hidroclimatológico*. Santiago de Cali, Colombia: Grupo de Sistemas de Información Ambiental.
- Dayaratne, S. T., & Perera, B. J. C. (2004). Calibration of urban stormwater drainage models using hydrograph modelling. *Urban*

Water Journal, 1(4), 283-297. DOI:
10.1080/15730620412331299057

Deletic, A., Dotto, C. B. S., McCarthy, D. T., Kleidorfer, M., Freni, G., Mannina, G., Uhl, M., Henrichs, M., Fletcher, T. D., Rauch, W., Bertrand-Krajewski, J. L., & Tait, S. (2012). Assessing uncertainties in urban drainage models. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 42-44, 3-10. DOI: 10.1016/j.pce.2011.04.007

Gómez, M. (2007). *Curso de análisis y rehabilitación de redes de alcantarillado mediante el código SWMM 5.0*. Barcelona, España: Universidad Politécnica de Catalunya.

Gupta, H. V., Sorooshian, S., & Yapo, P. O. (1998). Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resources Research*, 34(4), 751-763. DOI: doi:10.1029/97WR03495

Kenneth, M. W., Janet, B., & Michael, K. S. (2008). *Automatic calibration of the U.S. EPA SWMM model for a large urban catchment*. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:4(466)

Kleidorfer, M., Möderl, M., Fach, S., & Rauch, W. (2009). Optimization of measurement campaigns for calibration of a conceptual sewer model. *Water Science and Technology*, 59(8), 1523-1530. DOI: 10.2166/wst.2009.154

- Mourad, M., Bertrand-Krajewski, J.-L., & Chebbo, G. (2005). Stormwater quality models: Sensitivity to calibration data. *Water Science and Technology*, 52(5), 61-68.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Pitt, R., Lantrip, J., Harrison, R., Henry, C., & Xue, D. (1999). *Infiltration through disturbed urban soils and compost-amended soil effects on runoff quality and quantity* (EPA 600/R-00/016). Cincinnati, USA: U.S. Environmental Protection Agency, Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory.
- Reichert, P., & Schuwirth, N. (2012). Linking statistical bias description to multiobjective model calibration. *Water Resources Research*, 48(9). doi: DOI: 10.1029/2011WR011391
- Rossman, L. (2005). *Storm water management model User's manual version 5.0* (traducción de Grupo Multidisciplinar de Modelación de Fluidos). Cincinnati, USA: Water Supply and Water Resources Division National Risk Management Research Laboratory Cincinnati.

- Rossman, L., & Huber, W. (2015). *Storm Water Management Model Reference Manual. Volume I. Hydrology* (EPA/600/R-15/162A). Washington, DC, USA: US EPA Office of Research and Development.
- Shinma, T. A., & Reis, L. F. R. (2014). Incorporating multi-event and multi-site data in the calibration of SWMM. *Procedia Engineering*, 70, 75-84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.010>
- Sorooshian, S., Gupta, V. K., & Fulton, J. L. (1983). Evaluation of maximum likelihood parameter estimation techniques for conceptual rainfall-runoff models: Influence of calibration data variability and length on model credibility. *Water Resources Research*, 19(1), 251-259. DOI: 10.1029/WR019i001p00251
- Univalle, & Dagma. (2004). *Identificación de vertimientos puntuales y tomas de agua en los cauces de los ríos Meléndez, Cañaveralejo y quebradas afluentes en el perímetro urbano del municipio de Santiago de Cali*. Santiago de Cali, Colombia: Universidad del Valle.
- Vrugt, J. A., & Robinson, B. A. (2007). Improved evolutionary optimization from genetically adaptive multimethod search. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(3), 708-711. DOI: 10.1073/pnas.0610471104

- Wagener, T., Wheeler, H. S., & Gupta, H. V. (2004). *Rainfall-runoff Modelling in gauged and ungauged catchments*. London, UK: Imperial College Press.
- Wheeler, H. S., McIntyre, N., & Wagener, T. (2008). *Calibration, uncertainty and regional analysis of conceptual Rainfall-Runoff models*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Zhang, C., Wang, R. B., & Meng, Q. X. (2015). Calibration of conceptual rainfall-runoff models using global optimization. *Advances in Meteorology*, 2015. DOI: 10.1155/2015/545376

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-04

Artículos

Sinuosidad y dimensión fractal de cauces chilenos

Sinuosity and fractal dimension of Chilean rivers

Francisco Martínez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0353-4609>

Hernán Madrid², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6235-3165>

¹Escuela de Ingeniería Civil, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile, francisco.martinez@pucv.cl

²Escuela de Ingeniería Civil, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile, hernan.madrid.o@mail.pucv.cl

Autor para correspondencia: Francisco Martinez,
francisco.martinez@pucv.cl

Resumen

La sinuosidad de cauces fluviales es un patrón característico de los ríos en el mundo y se puede interpretar como un signo de la inestabilidad



hidrosedimentológica de estos sistemas. Dicha inestabilidad conduce a la formación de meandros, cuya distribución dista de ser un proceso arbitrario, pues reproduce una dinámica organizada que puede describirse por medio de fractales, estableciendo una conexión pobremente explorada hasta ahora. El presente estudio pretende contribuir en este tópico midiendo por primera vez la dimensión fractal (D) asociada con los meandros en siete ríos chilenos distribuidos de norte a sur de Chile. Esta dimensión toma valores muy cercanos a la unidad, en concordancia con los patrones observados cualitativamente en los cauces, lo cual sugiere que este parámetro puede ser un indicador útil para caracterizar la geometría de sistemas hídricos complejos.

Palabras clave: índice de sinuosidad, meandros, dimensión fractal, autoorganización, control tectónico.

Abstract

River's sinuosity is a characteristic pattern of rivers around the world that can be interpreted as a sign of the hydro-sedimentological instability of these systems. Such instability leads to the formation of meanders whose distribution is far from being an aleatory process reproducing a self-organized dynamic that can be described using fractals, settling a connection poorly explored up to date. The present study aims to contribute to this topic by measuring for the first time the meandering

fractal dimension (D) of seven Chilean rivers distributed from north to south of Chile. This dimension takes values close to unity in agreement with the morphological patterns observed in the rivers, suggesting that this parameter can be a helpful indicator to characterize the geometry of complex hydrographic systems.

Keywords: Sinuosity index, meanders, fractal dimension, self-organization, tectonic control.

Recibido: 19/11/2020

Aceptado: 12/05/2021

Introducción

La sinuosidad de un río se puede interpretar como una medida de la inestabilidad morfológica del cauce en el tiempo tanto desde el punto de vista hidrodinámico como sedimentológico. Una forma común de medir

tal característica es a través del índice de sinuosidad (S), que se define formalmente del modo siguiente (Leopold y Wolman, 1957):

$$S = \frac{\ell}{L} \quad (1)$$

Donde ℓ es la longitud total medida entre los puntos extremos del cauce o tramo de interés siguiendo su eje central, y L es la línea recta que une dichos extremos (ver esquema de la Figura 1a). El valor mínimo de este coeficiente es 1 y su definición cobra sentido siempre y cuando no se presenten secciones de estrangulamiento en el cauce. Con base en la observación de un gran número de cauces, Leopold y Wolman (1957) propusieron un rango de clasificación en función de este parámetro: cauces *rectos* cuando $S \leq 1.05$, cauces *sinuosos* cuando $1.05 < S < 1.50$ y cauces *meandrosos* cuando $S \geq 1.5$. Un ejemplo típico de estos últimos, como de las espectaculares formas que adoptan estas macroformas fluviales, se puede observar en la Figura 1b.

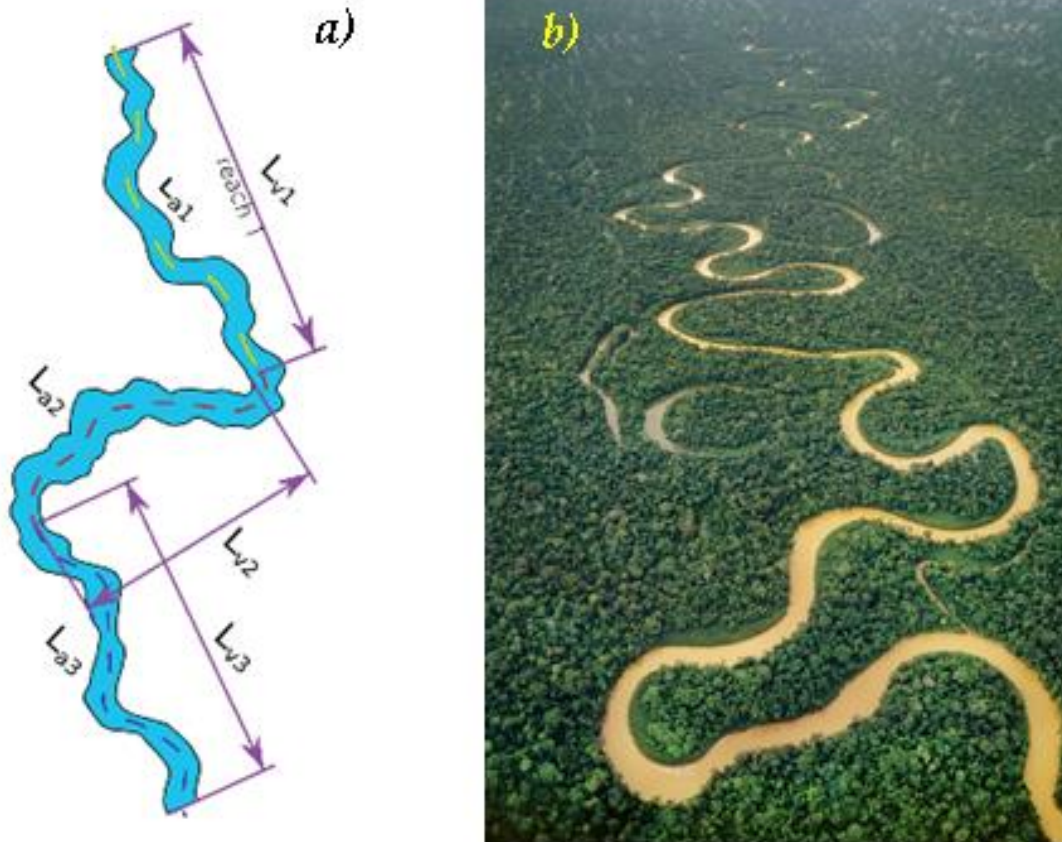


Figura 1. a) Típico esquema usado para la determinación del índice de sinuosidad en el sentido de Leopold y Wolman (1957) Fuente: De-Rosa, Cencetti y Fredduzzi (2017). En el esquema se definen las cantidades $L_v = L$ y $L_a = \ell$. En b) se observa una imagen extraordinaria del río Amazonas y los sucesivos meandros ordenados que aparecen a lo largo de su cauce enfatizando el orden de carácter recursivo en su distribución (Fuente: <https://www.pinterest.cl/pin/454793262367665241/>).

Schumm (1960) se apoyó en este coeficiente para extender la clasificación anterior incorporando relaciones entre la morfología del río y sus características sedimentológicas, relevando la importancia del caudal y de la pendiente media del cauce como variables de control del río. Schumm (Schumm, 1960; Schumm y Khan, 1972) argumenta además que dicho criterio de clasificación cobra relevancia particularmente a escala local en el cauce debido a que estas variables pueden alterarse de forma significativa si el río se vuelve inestable o si reciben sedimentos de un tributario. Mueller (1968) profundiza también sobre el concepto de sinuosidad, detallando tres formas de medirla. Dichas formulaciones se relacionan de modo estrecho con los ciclos de erosión de la corriente. Además, el autor sitúa a los ríos meandrosos como aquellos cuyos índices de sinuosidad se encuentran sobre 1.3.

Cuando se observa un río a distintas escalas pareciera que la forma y tamaño de estos patrones sinuosos tiende a replicarse a lo largo del río. Esta característica despertó el interés de Mandelbrot (1983), quien propuso que tal característica pudiera tener un asidero en la teoría de los objetos fractales. En términos simples, los fractales pueden definirse como aquellas estructuras, de tipo natural o artificial, cuya geometría tiende a replicarse a distintas escalas de observación. Esta propiedad se encuentra íntimamente ligada con el concepto de autosimilitud y se

presenta en un sinnúmero de situaciones, tan diversas como la geometría de los copos de nieve, algunas especies de helechos, las ramificaciones de los árboles o las redes de vasos en las hojas de una planta, solo por nombrar algunos. Tales patrones también se hacen patentes en casos de mayor complejidad, como ocurre con las redes de drenaje fluvial (Dodds y Rothman, 2000), las redes urbanas y otros casos menos convencionales provenientes del área de la medicina, la economía y otros campos disciplinares, enfatizando el carácter multidisciplinarios que rodea a los fractales (Gouyet y Bug, 1997; Amiot, 2008; Reljin y Reljin, 2002; Werner y Ganguly, 2003; Falconer, 1991).

El concepto de *fractal* fue acuñado por el propio Mandelbrot (1983), quien tuvo una prolífica contribución científica en esta área, conectando los fractales con aplicaciones a sistemas complejos como el de los propios ríos. En tal sentido, los meandros en un cauce tienden a formar un sistema cuya capacidad de autoorganización es tal que el proceso de formación de meandros dista de ser considerado aleatorio (Vermeulen, Hoitink, Zolezzi, Abad y Aalto, 2016). Dicha conexión fue explorada de forma pionera por Snow (1989), quien midió patrones fractales en distintos ríos de EUA usando la metodología del *paso-divisor* propuesta por Lewis-Richardson (Richardson, 1961). Tal metodología se inspiró en la necesidad de determinar la longitud total de las líneas de costas y de los bordes del relieve, como muestra la Figura 2.

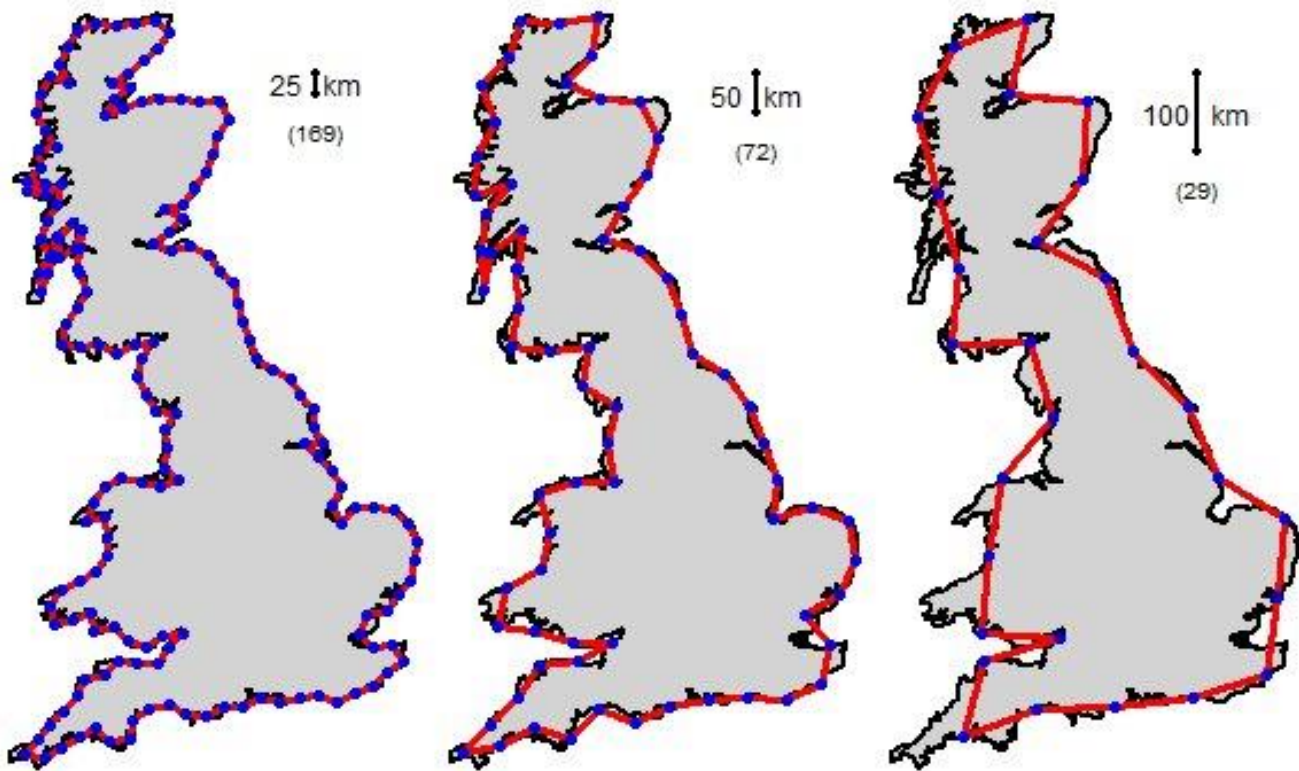


Figura 2. Una aplicación del método paso divisor usado por Lewis-Richardson (Richardson, 1961) para medir la longitud total de curvas en el plano. En este caso, aplicado de forma pedagógica para medir la longitud de la costa de Gran Bretaña. Nótese que a medida que se reduce la longitud de la regla de medición (es decir, el “paso”), es posible aproximarse cada vez más a la longitud real de la línea de costa.

Fuente: Gurung (2017).

Si se considera que tal borde puede ser modelado como una curva continua por tramos en $\mathbb{R}^2$, es posible seleccionar un cierto paso o “regla” ϵ de medición de longitud finita. La longitud L medida con esta regla depende del tamaño del paso escogido, es decir $L(\epsilon)$, y con ello, también el número máximo de segmentos que contiene dicha longitud $N(\epsilon)$. Es fácil ver que a medida que disminuye el tamaño de este paso, aumenta N y con ello la precisión en la longitud total de la curva. Lewis-Richardson propuso entonces que la longitud exacta de la curva quedara dada por la relación recursiva siguiente:

$$L(\epsilon) = N(\epsilon)\epsilon^\tau \quad (2)$$

Donde ϵ es el tamaño del paso escogido, y $N(\epsilon)$ es el número de segmentos o veces que dicho paso queda contenido en la curva. El parámetro τ es un coeficiente de valor negativo que se encuentra contenido en el intervalo $(-1, 0]$. Según Mandelbrot (Mandelbrot, 1967; Mandelbrot, 1983), este coeficiente se relaciona con la dimensión fractal siguiendo una relación funcional $\tau = f(D)$. El autor determinó que la función más sencilla que liga ambas variables es una relación lineal $f(D) = 1 - D$, de manera que cuando $\tau = -1$, se tiene $D = 2$ y el valor $\tau = 0$ conduce a la dimensión $D = 1$. El valor $D = 2$ da cuenta de un objeto cuya

dimensión topológica se corresponde con la de una superficie en el plano; mientras que el valor $D = 1$ se corresponde con un objeto de geometría asimilable a una línea recta (*i.e.*, de curvatura infinita). Métodos alternativos al propuesto por Lewis-Richardson también se emplean en la práctica y con objetos de mayor complejidad, uno de ellos es el método de *box-counting* ampliamente conocido en el tópico (Pilgrim y Taylor, 2018).

En consecuencia, cuando $L(\epsilon), N(\epsilon)$ son contrastadas en un gráfico logarítmico, ambas variables definen un tramo lineal que puede ser ajustado por la Ecuación (2), de cuya pendiente se extrae el valor de τ (ver Figura 3). Basándose en este método, Snow (1989) midió la dimensión fractal asociada con la sinuosidad de cauces, determinando que ésta se encontraba estrictamente en el rango 1 y 2, con valores más cercanos a 1 para ríos dominados por tramos rectos, y valores cercanos a 2 para ríos dominados por la presencia de meandros.

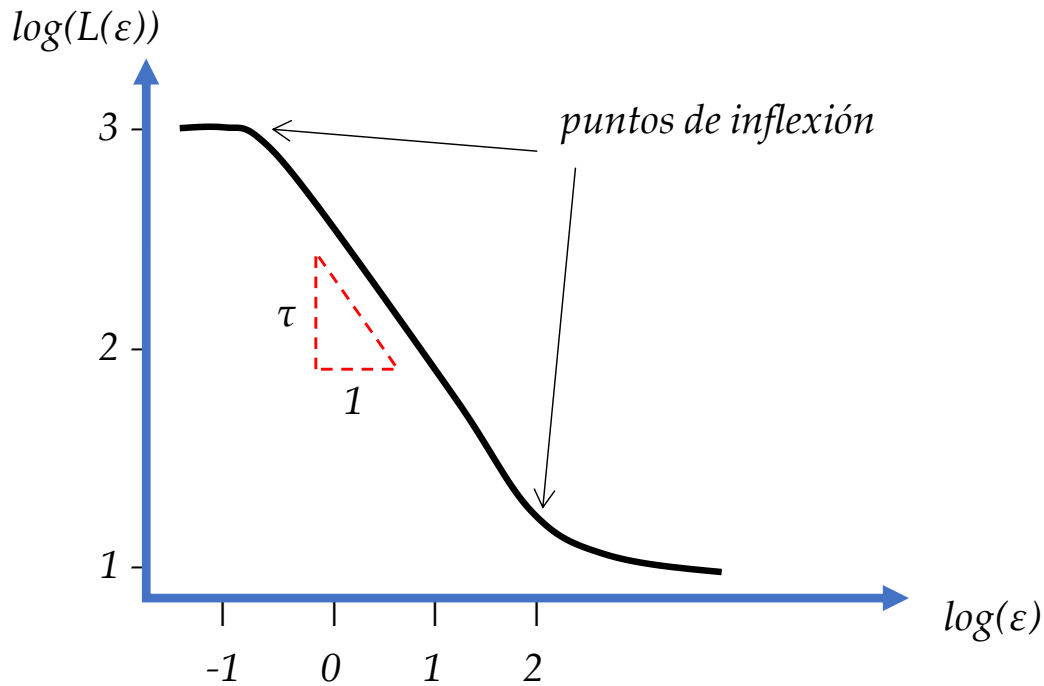


Figura 3. El esquema muestra una curva típica resultante del método de medición *paso-divisor* propuesto por Lewis-Richardson (Richardson, 1961) para medir la longitud de curvas naturales. La pendiente de la curva (τ) se determina en el tramo central de la misma entre los puntos de inflexión indicados sobre la misma curva. Fuente: elaboración propia.

Montgomery (1996), también estudiando ríos de cuencas de EUA, encontró una alta correlación entre la dimensión fractal global del cauce, y la sinuosidad con valores estrictamente contenidos entre 1 y 2. Sin

embargo, el autor precisa que canales incididos presentan una cuestionable fractalidad, mientras que aquellos de origen glaciar pueden presentar un comportamiento multifractal. Según Snow (1989), este carácter enfatiza que la dimensión fractal puede aportar más información que el índice de sinuosidad debido a que considera cambios en la escala de observación asociada con la distribución de meandros.

Por otro lado, Stolum (1996), realizando simulaciones computacionales de patrones meandrosos en ríos, demostró que la forma a la que tienden a converger estos cauces posee un índice de sinuosidad que tienden a converger a una sinuosidad promedio cercana a π . A juicio de los autores, este valor no es una mera coincidencia, sino que puede ser visto como un signo de que la distribución de meandros en ríos debe corresponderse con la estructura de un sistema autoorganizado.

Los estudios anteriores sugieren entonces la existencia de una estrecha correspondencia entre la sinuosidad de cauces fluviales y el comportamiento de objetos fractales. Sin embargo, la literatura en este tópico sigue siendo extremadamente escasa, y revela la necesidad de contar con más estudios que reafirmen o refuten tal correspondencia. En este contexto se inserta el presente estudio, cuyo objetivo es medir por primera vez la dimensión fractal de algunos cauces chilenos distribuidos a lo largo del país y situados en distintos ambientes geográficos. En lo

que sigue se analizarán los valores de esta dimensión y la información que de ellos es posible extraer desde el punto de vista morfométrico.

Para ello, el presente artículo se organiza de la siguiente forma: se entrega información sobre el contexto geográfico en el que se encuentran los cauces estudiados, luego se introducen la metodología usada para obtener la morfología superficial de los cauces y las técnicas introducidas para la medición de la dimensión fractal de meandros. En la última parte del texto se realizan algunas correlaciones sencillas entre la dimensión fractal y parámetros morfológicos básicos de cada cauce, aportando algunas conclusiones y perspectivas al cierre.

Contexto geográfico

Chile cuenta con una rica variedad geomorfológica y climática, fácilmente diferenciable a lo largo de sus casi 4 000 km de longitud (Luebert y Plischoff, 2006). Esta variedad se trasunta en la existencia de distintos regímenes hidrológicos y condiciones litológicas que enfrenta un río en su

desarrollo. La evolución del relieve del margen occidental de América del Sur, desde el Jurásico temprano al presente, es conocida como el ciclo tectónico andino, en cuya última etapa, correspondiente a alrededor de los últimos 40 millones de años (desde el Paleógeno tardío), se reconoce la importancia del control tectónico. Dicho control ha provocado el alzamiento andino y el desarrollo de las unidades morfoestructurales del país: la cordillera de Los Andes (CA), la Depresión Central o Intermedia (DI), y la Cordillera de la Costa (CC) como unidades principales (Charrier, Pinto y Rodríguez, 2007).

En efecto, la actividad geodinámica y estructural del borde pacífico de América del Sur se debe a las interacciones de subducción de las placas de Nazca y Antártica con la placa Sudamericana, que se expresan en diferencias morfoestructurales. Al norte de la península de Taitao (46° S), la placa de Nazca tiene una velocidad subducción del orden de 6 cm por año, alrededor de tres veces más rápida que la velocidad de subducción de la placa Antártica, área en que la cordillera de Los Andes tiene las máximas altitudes. La placa de Nazca subducta la placa Sudamericana con ángulos diferenciados, siendo especialmente interesante la zona comprendida entre los 27 y 33° S, conocida como la zona de subducción plana (*flat slab zone*), y que se corresponde con el área en que la Depresión Central desaparece. Al sur de los 46° S, las interacciones tectónicas de las placas Antártica y Sudamericana sólo definen a la cordillera de Los Andes como unidad de relieve principal, que se pone en

contacto directo con el océano. La Cordillera de la Costa y la Depresión Central son inexistentes.

Si las características litológicas y estructurales condicionan en gran medida los patrones de drenaje, la evolución y el desarrollo en términos de las relaciones de erosión y sedimentación se ven influenciadas en gran medida por factores climáticos. De hecho, actúan conjuntamente, pero con intensidades y velocidades diferentes, contribuyendo a perfeccionar el modelado del paisaje. En Chile se desarrollan seis macrobioclimas principales de acuerdo con la clasificación de Luebert y Pliscoff (2006). En términos generales existe un *continuum* en que los climas varían desde situaciones cálidas y secas en la zona norte hacia condiciones frías y húmedas en la zona sur. Los regímenes hidrológicos de las cuencas se encuentran esencialmente controlados por las características de la precipitación y orográficas del relieve. En este sentido, son importantes las altitudes, que determinan umbrales variables en que la precipitación es sólida o líquida, y por lo tanto se mantiene como almacenamiento estacional, o bien se incorpora directamente a la esorrentía de la cuenca, y la disposición con la cual los relieves montañosos reciben los frentes meteorológicos, encargados de llevar las precipitaciones y que, en la mayor parte del país, provienen desde el suroeste.

La altitud es una variable complicada de consignar, dado que las características morfoestructurales definen encadenamientos montañosos

que se organizan en función de los esfuerzos tectónicos regionales, es decir, en una disposición paralela unos con otros, y con un desarrollo longitudinal norte-sur. A partir de esta disposición se presenta una organización en la cual las altitudes aumentan de oeste a este. La pendiente topográfica se asocia con las características del relieve. En este sentido, los espacios planos (o de bajas pendientes) se encuentran en la Depresión Central y en el fondo de los valles, especialmente notorios en los cursos principales. La mayor variedad de pendientes, con valores que pueden muy bien aproximarse a la vertical, están en los sectores montañosos de ambas cordilleras.

Cauces estudiados

En el presente estudio se han atendido las características descritas en el párrafo anterior, seleccionando siete ríos ubicados a lo largo del país. La Tabla 1 muestra la distribución de estos ríos según influencia tectónica y macrobioclima característico del país. El río Loa es el cauce más extenso de todo el país. Se encuentra entre $21^{\circ} 00' S$ y $22^{\circ} 33' S$, flanqueado por la cordillera de Los Andes en su origen y desembocando en el océano

Pacífico. En el sector de la cordillera andina, el río está marcado por un clima de tundra, junto con sectores volcánicos activos a unos 4 000 msnm para cruzar la precordillera de Domeyko, el desierto de Atacama y la pampa del Tamarugal, hallando climas desérticos. El río encuentra la desembocadura por la Cordillera de la Costa creando un cañón de 500 metros de altura aproximadamente.

Tabla 1. Distribución de las cuencas de acuerdo con zonas de influencia tectónica y macrobioclimas. La información hidrológica se obtuvo de la Dirección General de Aguas (DGA), junto con mediciones realizadas en el software QGIS.

Zona macrobioclima	Placa Nazca Norte (al norte 27° S)	Placa Nazca Sur (33-46° S)	Placa Antártica (al sur 46° S)	Área (km ²)	Caudal (m ³ /s)	Régimen hidrológico
Tropical (al norte de 27° S)	Loa			33 570	243.0	Pluvial
Mediterráneo (27-39° S)		Maipo		15 381	92.3	Nival
		Toltén		7 886	572.0	Pluvial

Templado (al sur de 39° S)		Valdivia		11 320	687.0	Pluvial
		Bueno		17 210	760.0	Pluvial
		Rahue		6 510	117.0	Pluvial
			Baker	26 726	870.0	Nivo-Pluvial

El río Maipo se ubica entre 33° 32' S y 34° 11' S, corriendo desde la 69° 58' W hasta los 71° 37' W. Es uno de los cauces más importantes del país debido a la población y actividades productivas generadas a su alrededor. Debido a ello, su estado natural está muy alterado por acciones antrópicas, dando a lugar a varios patrones trenzados especialmente en las cercanías de la ciudad de Santiago. Comienza en la cordillera de Los Andes, para luego avanzar por la precordillera encontrando un clima templado frío. El río atraviesa la gran cuenca de Santiago y los llanos de sedimentación, para finalmente desembocar en las planicies marinas, donde domina un clima templado cálido con influencia mediterránea.

En el sur del país se han tomado como elementos de estudio los ríos Toltén, Valdivia y Bueno. El río Toltén (38° 57' S - 39° 17' S) nace en el lago Villarrica (39° 17' S). El río Valdivia nace de la confluencia de los ríos Calle-Calle y Cruces, y se ubica entre los 39° 44' S - 39° 53' S. Este río corre desde los 72° 26' W hasta los 73° 16' W. El río Rahue se ubica entre los 40° 19' S y 40° 50' S, naciendo en el lago Rupanco; es un afluente del río Bueno. El río Bueno, a su vez, posee como punto de nacimiento un

lago (lago Ranco). Tanto el Rahue como el Ranco son ríos navegables en sus tramos inferiores y próximos a la desembocadura. Estos últimos cuatro ríos están cruzados por un clima templado cálido con lluvias invernales, y deben atravesar cordones montañosos y la cordillera de la costa antes de alcanzar la desembocadura. Por último, en la zona austral del país se encuentra el río Baker, ubicado entre los $46^{\circ} 58' S$ y $47^{\circ} 48' S$, corriendo desde los $72^{\circ} 49' W$ hasta los $73^{\circ} 35' W$. Este río nace en el lago Bertrand ($72^{\circ} 38' W$); se caracteriza por ser el más caudaloso de Chile y está dominado por un clima templado sin estación seca. La localización referencial de los cauces aquí descritos se puede observar en la Figura 4.

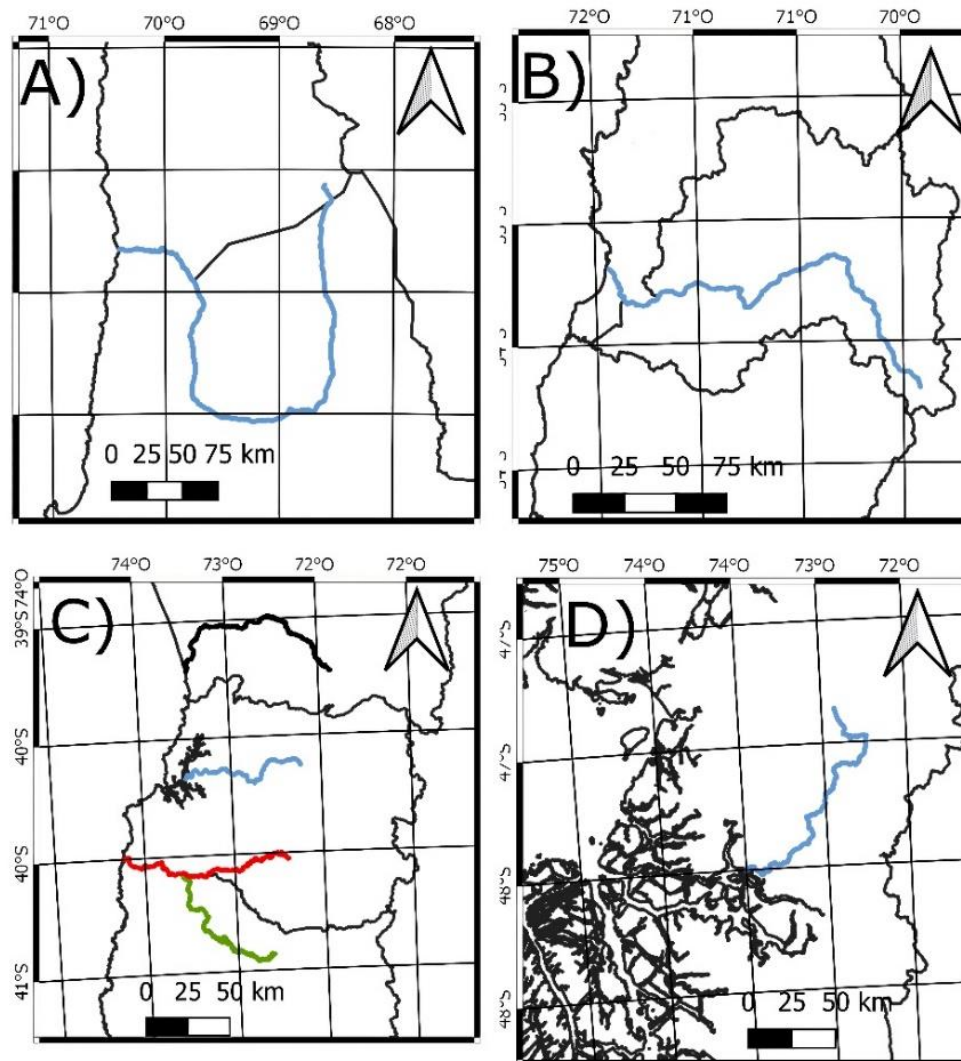


Figura 4. Ubicación de los cauces analizados en el presente estudio: a) río Loa; b) río Maipo; c) ríos Bueno, Valdivia, Toltén, Rahue; y d) río Baker. Fuente: elaboración propia.

Metodología

Para la obtención de la dimensión fractal es imperativo determinar de forma razonable el trazado medio de cada cauce. Para ello, la metodología de obtención de estos trazados se apoya esencialmente en el *software QGIS*, junto con las extensiones de *Google Earth* y los mapas vectoriales de libre acceso proporcionados por la Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN, s.f.). Las coordenadas de inicio y término de cada cauce se definieron de modo arbitrario. Escogidos estos puntos, se exportaron imágenes constituidas por la imagen satelital y los mapas vectoriales (*raster*) en una escala única de aproximadamente 1:100 000. Estas imágenes se obtuvieron del periodo 2015-2019, es decir, corresponden a las imágenes más recientes de cada cauce.

Sobre cada una de estas imágenes, se aplicó un proceso de despigmentación con apoyo en un *software* libre para tratamiento de imágenes *ImageJ* (Goto, 2019). En dicho proceso se descartaron —hasta donde fue posible— formas morfológicas y sedimentológicas, como

bifurcaciones externas al cauce principal, la aparición de islotes y otros tipos de afloramientos sedimentológicos que ocurren en la zona central del cauce, y que tienden a generar patrones de trenzamiento que dividen el trazado en varios cauces de manera simultánea. Esto dificulta la definición del eje longitudinal de cada río y de sus riberas, como se puede observar en la Figura 5. En dicha figura se muestra también el criterio usado para definir el cauce principal alrededor de una bifurcación y un islote de sedimentos.

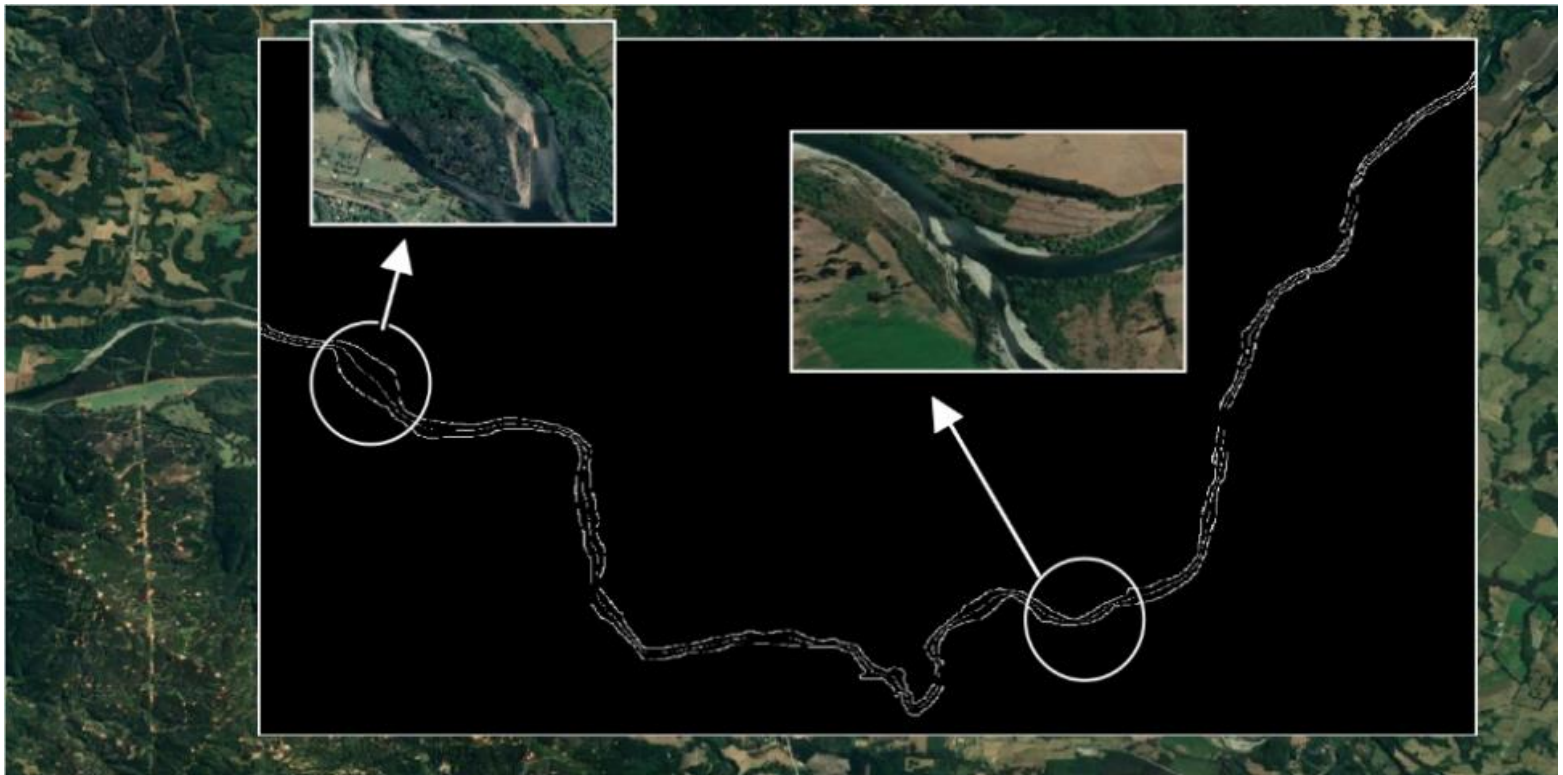


Figura 5. Ejemplo del tratamiento de imágenes para la definición de riberas de segmento del río Valdivia, donde se descartaron islotes, bifurcaciones o florecimientos sedimentológicos superficiales del río.

Fuente: elaboración propia.

Luego del proceso de despigmentación y limpieza de elementos espurios en cada imagen, ésta se convierte a una imagen en escala binaria (*i.e.* escala de blancos y negros), con objeto de facilitar la determinación de ambas riberas de cada cauce. A partir de la identificación de ambas riberas es posible obtener el eje longitudinal central de cada río utilizando un código de Matlab de elaboración propia. Dicho código permite trazar un eje equidistante de ambas riberas que, para todos los efectos, será considerado como el eje central de cada río.

Posteriormente, cada imagen es georreferenciada en el *software QGIS* para proceder a trazar de forma manual el cauce. El paso mínimo para obtener este trazado es bajo un espaciamiento de 50 metros. Este trazado corresponde al finalmente usado para el cálculo de parámetros morfométricos. Los archivos de elevación digital de cada imagen (DEM files) son exportados a través de la extensión *Terrain profile*. Dicha exportación considera las coordenadas del trazado con su respectiva elevación y longitud acumulada desde el punto de origen hasta el término de cada trazado. Una secuencia típica de este procedimiento se observa

en la Figura 6 y un ejemplo de los resultados obtenidos siguiendo secuencialmente este procedimiento se observa en la Figura 7, correspondiente al río Valdivia.

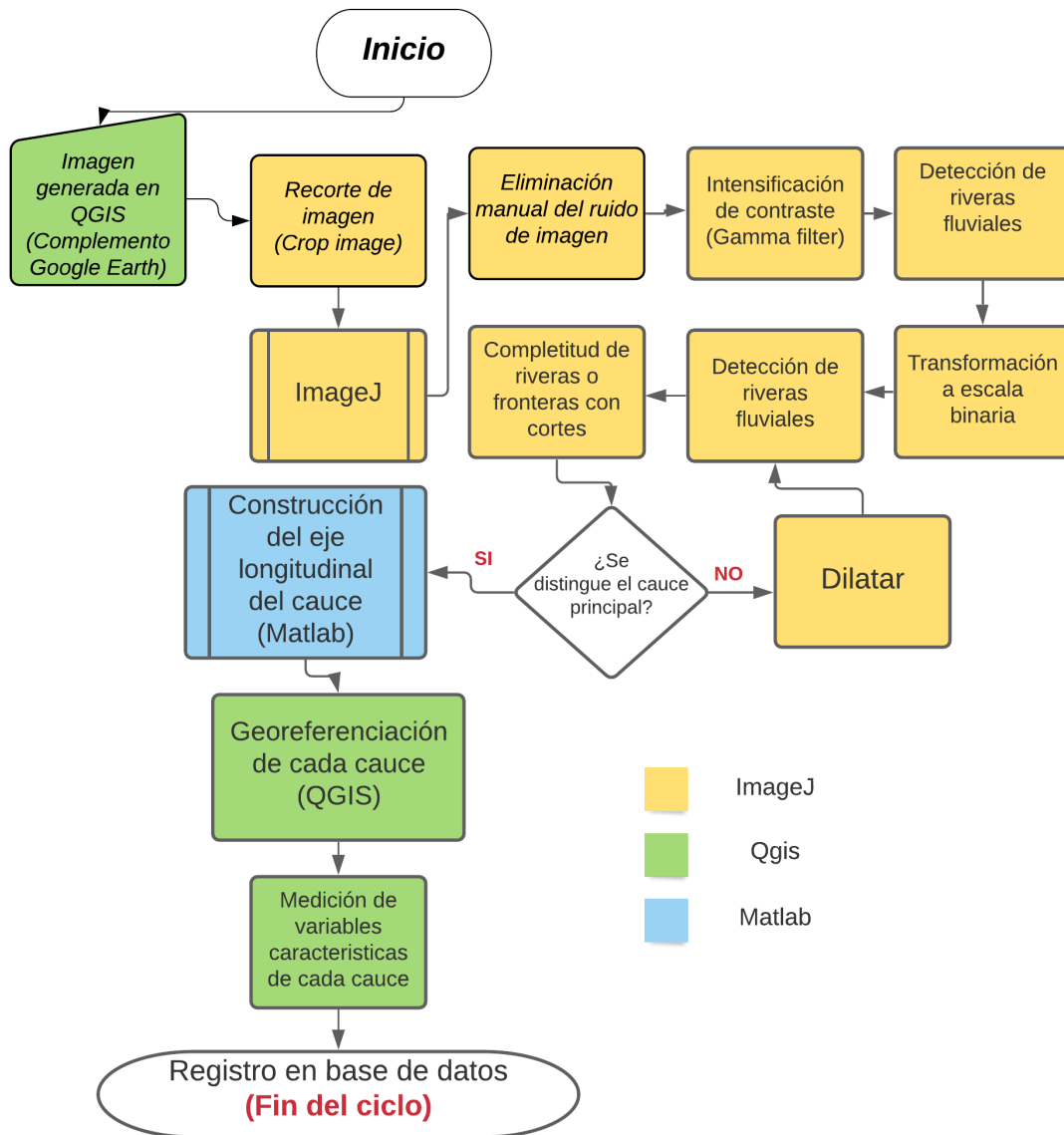


Figura 6. Secuencia de procedimientos usados para el tratamiento de imágenes. Fuente: elaboración propia.

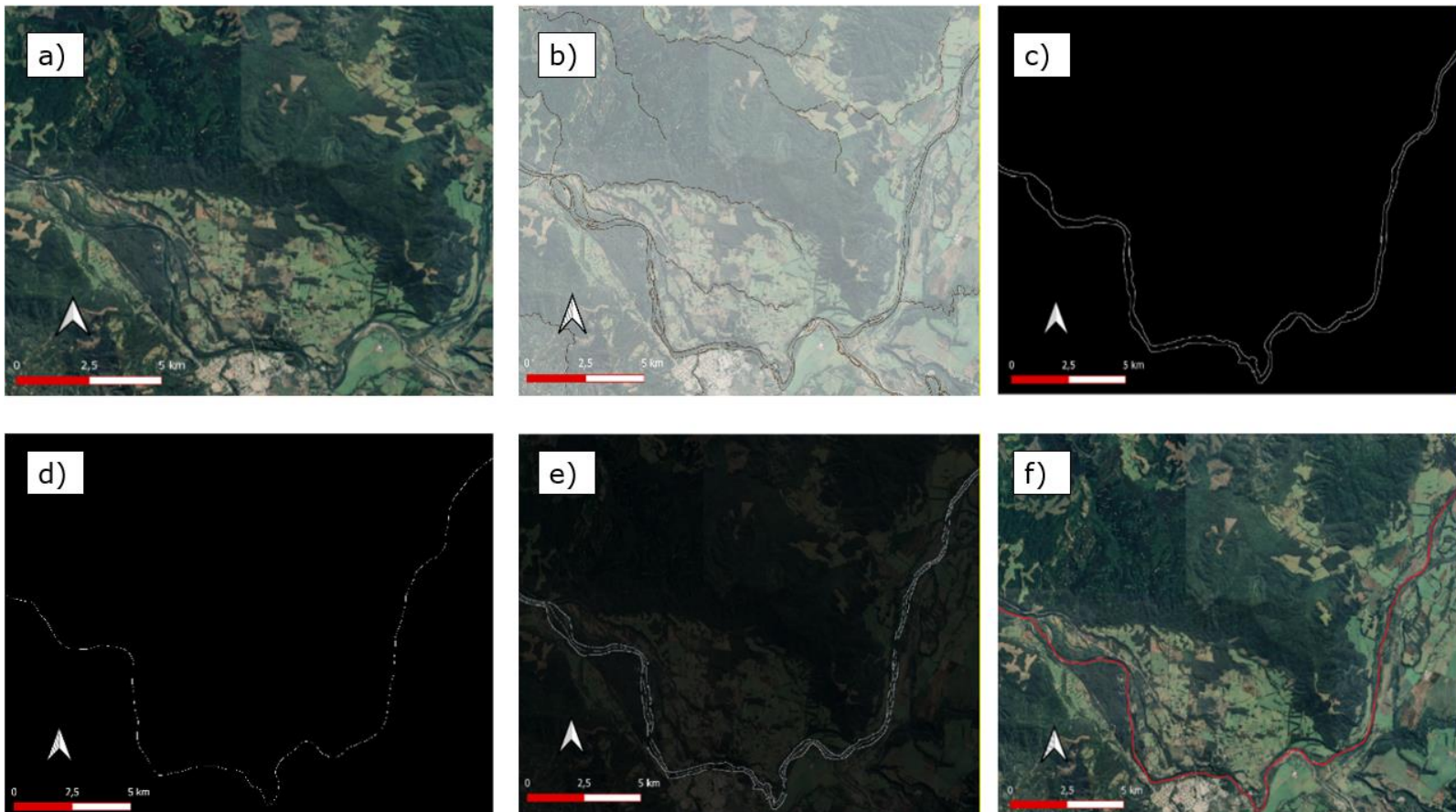


Figura 7. Ejemplo de proceso de obtención de trazado del río Valdivia:

a) imagen satelital; b) imagen compuesta por distintas capas vectoriales; c) proceso de despigmentación y binarización; d) obtención del trazado medio del cauce; e) georreferenciación del cauce, y f) creación de la capa vectorial final para comparación del cauce obtenido respecto del real. Fuente: elaboración propia.

La metodología recién descrita se basa en procedimientos estandarizados reportados por varios autores en la literatura (Sghaier, Foucher y Lepage, 2017). Estos pasos permiten, además, reducir errores asociados con el dimensionamiento del cauce y que podrían acentuarse debido a la gran variabilidad que muestran las longitudes características de éste en cada imagen. La automatización del procedimiento anterior nos conduce entonces a los trazados de cada río que se muestran en la Figura 8. De cada uno de estos trazados se pueden obtener al menos los siguientes parámetros básicos: la longitud total del cauce (L_T); el ancho promedio (W); la pendiente media del cauce (i); la diferencia de elevaciones, y la sinuosidad promedio (S). Estos parámetros se muestran en la Tabla 2. Es necesario señalar que el ancho promedio (W) fue calculado considerando 10 secciones distintas equiespaciadas a lo largo de cada cauce. Sin embargo, el desnivel medio de cada río (Δz) y su pendiente media (i) se calcularon cada 1 km de trazado.

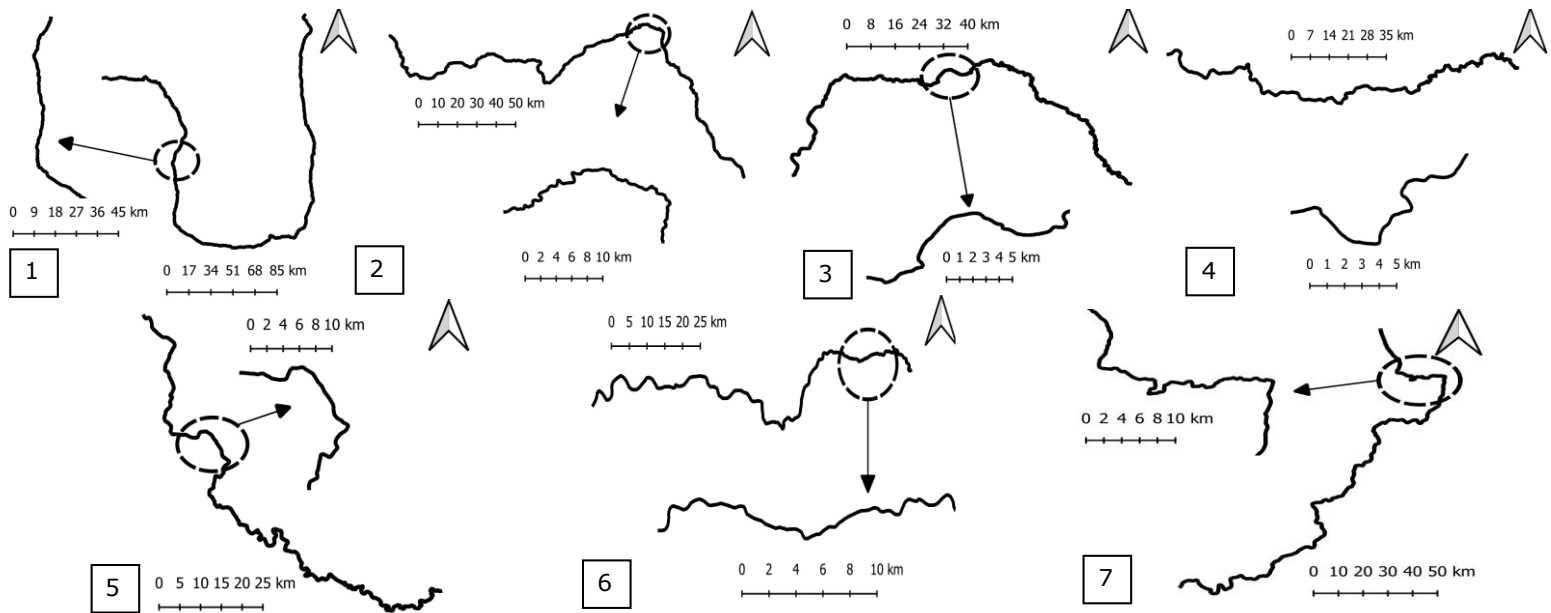


Figura 8. Forma de los cauces obtenidos. Los círculos segmentados muestran una aplicación de los ríos en una posición aleatoria, como una manera de enfatizar la similitud de formas a distintas escalas: (1) río Loa; (2) río Maipo; (3) río Toltén; (4) río Bueno; (5) río Rahue; (6) río Valdivia, y (7) río Baker. Fuente: elaboración propia.

Tabla 2. Dimensiones características de los ríos estudiados.

Río	L_T	W	Δz	i
	(km)	(m)	(m)	(%)
Loa	516	66	9.47	1.01

Bueno	179	144	0.36	0.03
Toltén	198	127	1.09	0.12
Rahue	168	92	0.69	0.08
Maipo	308	200	11.7	1.28
Valdivia	128	160	0.83	0.08
Baker	273	300	0.75	0.08

Respecto de la determinación del índice de sinuosidad, conviene aquí realizar algunas puntualizaciones importantes. Los criterios usados para el cálculo de este parámetro requieren precisar una escala de longitud para la variable L que interviene en la Ecuación (1) y que sea coherente con las otras escalas características del río (e.g., el ancho del cauce). Al respecto, la mayoría de los estudios proponen $L = \alpha W$, donde W es el ancho promedio del río y $\alpha = 1/2$ un coeficiente de proporcionalidad. Snow (1989) sugiere considerar α variable entre 1 y 2, mientras que Stolum (1996) sugiere α variable entre 7 y 40. Estos diferentes criterios son un reflejo de la variabilidad de patrones meandrosos observados en los ríos alrededor del mundo; la elección adecuada del parámetro α dependerá de las características locales de cada río y su entorno geomorfológico. Para el presente estudio y luego de un análisis cualitativo de las imágenes aéreas de cada cauce, se ha

considerado el valor $\alpha = 20$ como medida universal para el cálculo del índice S definido en la Ecuación (1). Establecido el criterio, el cálculo de S se lleva a cabo usando la extensión *RiverMetrics* del software *QGIS*, documentado e implementado por De-Rosa, Cencetti y Fredduzzi (2017).

Obtención de la dimensión fractal

Siguiendo la metodología del *paso-divisor*, se determinó la dimensión fractal global de cada cauce de acuerdo con los siguientes pasos:

- Se escoge de forma arbitraria un paso de medición de tamaño ϵ (en m o km). Siguiendo la metodología propuesta por Snow (1989), se escoge como paso mínimo la longitud de 100 m, longitud con la cual es posible reducir las limitaciones en la escala de resolución de cada imagen para cada cauce. La elección de dicha escala es por completo arbitraria y no responde necesariamente a un criterio morfológico.
- Con base en dicha elección, se mide manualmente la longitud del trazado $L(\epsilon)$ apoyándonos en los trazados de cada río mostrados en la Figura 8.

Esta longitud es almacenada en un archivo, determinando una relación unívoca entre ϵ y $L(\epsilon)$.

- Este procedimiento se repite tantas veces como sea necesario, como para poder construir una curva que contenga al menos 10 puntos de medición formados, como muestra el esquema de la Figura 3.
- De dicha gráfica, de carácter logarítmico, se extrae la pendiente del tramo recto comprendido entre los puntos de inflexión ajustando una función lineal del tipo $\log(L(\epsilon)) = A + B \log(\epsilon)$, donde $B = \tau$. En caso de que ϵ y $L(\epsilon)$ se comparen en un gráfico lineal, la función de ajuste es típicamente una relación en ley de potencia, cuya pendiente corresponde al coeficiente de potencia de la relación. Sólo en caso de que el comportamiento mostrado en la Figura 3 no sea perfectamente reproducible, dicha pendiente se determina en el tramo más recto posible.
- Del valor de dicha pendiente se obtiene la dimensión fractal como $D = 1 - \tau$.

Resultados

Distribución del índice de sinuosidad

En la Figura 9 se observan los diagramas de distribución de frecuencia en función del índice de sinuosidad, calculadas para una medida de salto del orden de 20 veces el ancho promedio de cada cauce. Se puede notar que los valores del índice S se encuentran preferentemente contenidos en el rango de 1.0 a 1.5, y solo los ríos Toltén, Bueno y Rahue pueden presentar índices mayores a 2, que corresponden a una condición de presencia significativa de meandros en el cauce.

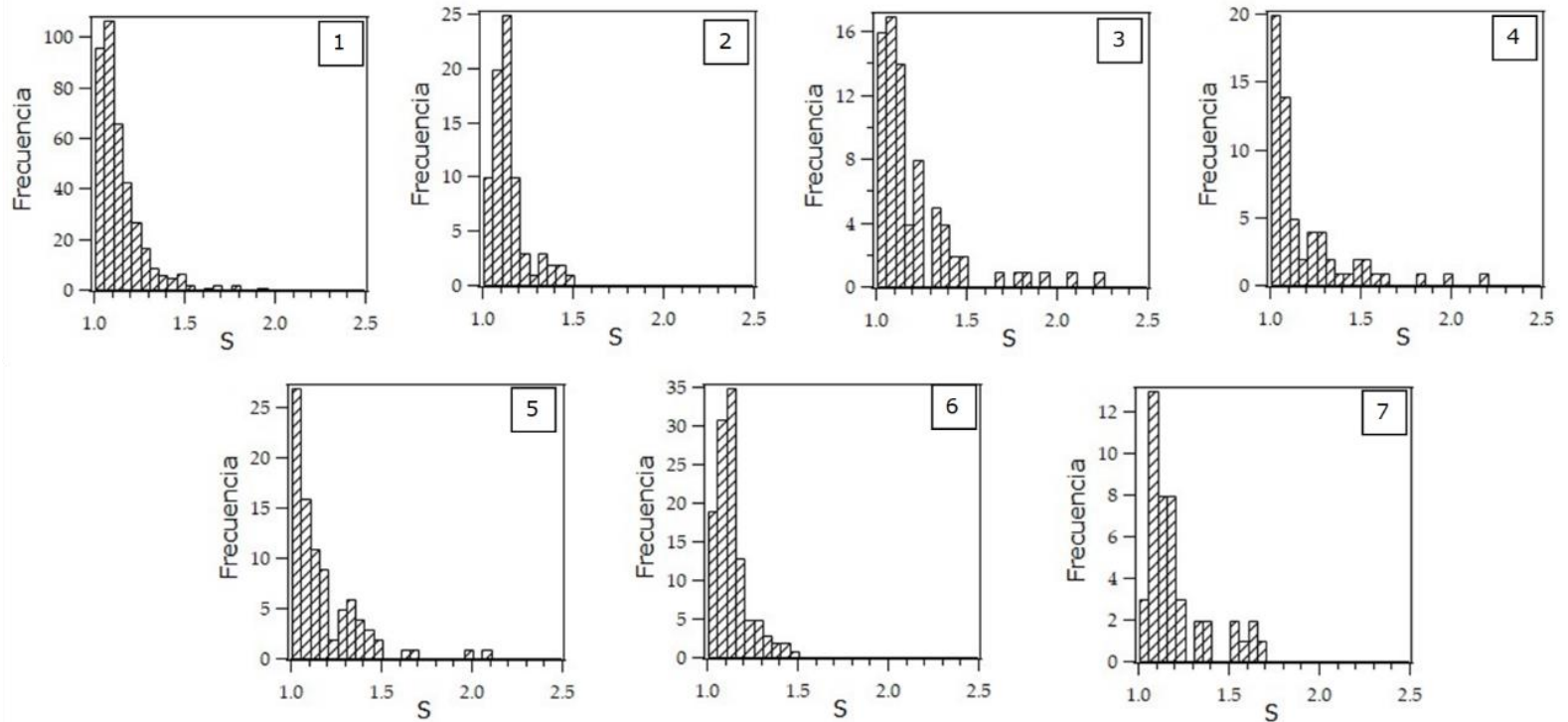


Figura 9. Distribución de frecuencia del índice de sinuosidad (S) de los ríos para un salto de medición igual a $20W$, donde W es el ancho medio de cada cauce: (1) río Loa; (2) río Maipo; (3) río Toltén; (4) río Bueno; (5) río Rahue; (6) río Valdivia, y (7) río Baker. Fuente: elaboración propia.

La Tabla 3 muestra el índice de sinuosidad obtenido de promediar las distribuciones del coeficiente de sinuosidad de cada río. Es llamativo que este promedio no depende significativamente del tamaño del paso

escogido, aunque sí puede presentar variaciones importantes de un río a otro. Los valores más altos de estos promedios se presentan para el río Rahue, acorde con lo observado en la geometría desplegada en la Figura 8.

Tabla 3. Sinuosidades promedio de cada río, calculadas para distintos medidas de salto.

Paso (m)	Placa tectónica						
	Nazca Norte	Nazca Sur					Antática
	Loa	Bueno	Toltén	Rahue	Maipo	Valdivia	Baker
100	1.22± 0.17	1.10±0 .07	1.09± 0.08	1.30± 0.17	1.14± 0.02	1.13± 0.03	1.18± 0.02
1 000	1.15± 0.14	1.09±0 .15	1.12± 0.23	1.17± 0.12	1.09± 0.08	1.06± 0.07	1.06± 0.05
5 000	1.18± 0.13	1.24±0 .27	1.23± 0.17	1.40± 0.31	1.14± 0.08	1.16± 0.14	1.19± 0.22
10 000	1.20± 0.15	1.29±0 .17	1.26± 0.12	1.44± 0.24	1.19± 0.13	1.23± 0.16	1.28± 0.21

20W	1.13± 0.12	1.19±0 .23	1.20± 0.24	1.21± 0.31	1.13± 0.09	1.11± 0.07	1.20± 0.17
Prom.	1.17± 0.14	1.18±0 .19	1.18± 0.16	1.30± 0.23	1.13± 0.08	1.14± 0.09	1.18± 0.13

Nota: W corresponde al ancho de cada río (ver Tabla 2).

De los datos de la Tabla 3 es posible realizar una clasificación de la sinuosidad de acuerdo con Leopold y Wolman (1957). Esta clasificación se muestra en la Tabla 4. De esta tabla se desprende que la totalidad de los ríos estudiados se pueden considerar como sinuosos, y sólo en los ríos Rahue, Bueno y Baker se observa una presencia significativa de patrones meandrosos (8, 11 y 13 %, respectivamente).

Tabla 4. Porcentajes de la longitud del río que se encuentran en el rango de sinuosidad de acuerdo con Leopold y Wolman (1957).

Río	Recto ($S < 1.05$)	Sinuoso ($1.05 < S < 1.50$)	Meandroso ($S > 1.50$)
Loa	25.0 %	73.0 %	2.0 %
Bueno	32.0 %	56.0 %	11.0 %
Toltén	21.0 %	72.0 %	8.0 %

Rahue	30.0%	64.0%	7.0%
Maipo	13.0%	87.0%	0.0%
Valdivia	28.0%	73.0%	0.0%
Baker	7.0%	80.0 %	13.0 %

Variación longitudinal del índice de sinuosidad

Para entender la variabilidad del índice de sinuosidad a lo largo de cada cauce se ha construido la Figura 10. Dado que los cauces presentan distintas longitudes, resulta complejo hacer una comparación directa entre ellos. Por esta razón, se ha optado por contrastar el parámetro $S(x)$ (que es una variable adimensional en sí misma), con la coordenada natural adimensional del río x/L_T , donde x es la coordenada natural longitudinal del cauce, y los valores de L_T ya se han reportado en la Tabla 2.

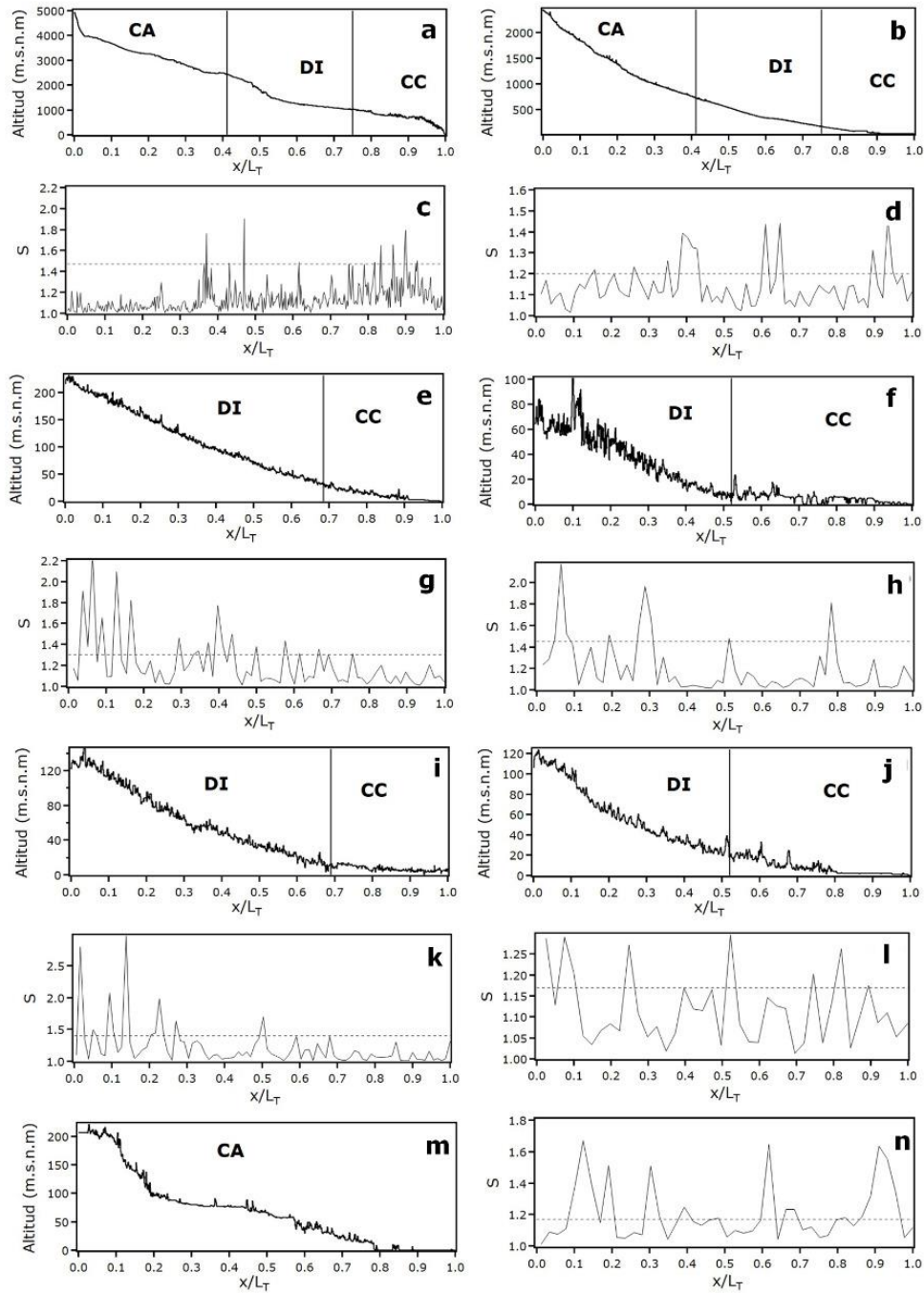


Figura 10. Distribución longitudinal del índice de sinuosidad y de la cota de fondo de cada río: a) y c) río Loa; b) y d) río Maipo; e) y g) río Toltén; f) y h) río Bueno; i) y k) río Rahue; j) y l) río Valdivia; m) y n) río Baker. El parámetro DI representa la unidad morfoestructural Depresión Intermedia; CC, la Cordillera de la Costa; y CA, la cordillera de Los Andes. Las líneas punteadas horizontales representan los valores promedio de sinuosidad de cada cauce. Fuente: elaboración propia.

Sobre la misma Figura 10 se ha trazado la cota del fondo del río $z_f(x)$ versus x/L_T . Este gráfico nos permite observar hasta qué punto la cota del cauce influye sobre el índice de sinuosidad. Las líneas verticales de cada gráfica delimitan, aproximadamente, la unidad morfoestructural que es cruzada por cada río en su paso desde el punto de origen hasta la desembocadura.

Nótese que los perfiles topográficos resultan ser en cada caso, al menos cualitativamente, bastante similares entre sí. Otra característica de interés es que la sinuosidad de cada río tiende a incrementarse a medida que el observador se aproxima hacia la desembocadura. Sin embargo, preferentemente aquellos tramos que cruzan la depresión intermedia (DI) muestran una mayor presencia de valores *peaks* en la distribución del índice $S(x)$. Otro elemento de interés es que la distribución de estos *peaks* de sinuosidad parece seguir también un patrón de

regularidad a lo largo de cada cauce. Este aparente orden podría estar relacionado con la existencia de una jerarquía asociada con la distribución de meandros, como han sugerido Vermeulen, Hoitink, Zolezzi, Abad y Aalto (2016).

Dimensión fractal de cauces

En las gráficas de la Figura 11 se reporta la longitud total $L(\epsilon)$ de cada cauce en función de distintos pasos de medición (ϵ). Como era de esperarse, todas las curvas exhiben un comportamiento decreciente, cuyos tramos de inicio y término muestran tendencias distintas respecto del resto de la curva. Estas condiciones no se consideraron para el cálculo de la pendiente media.

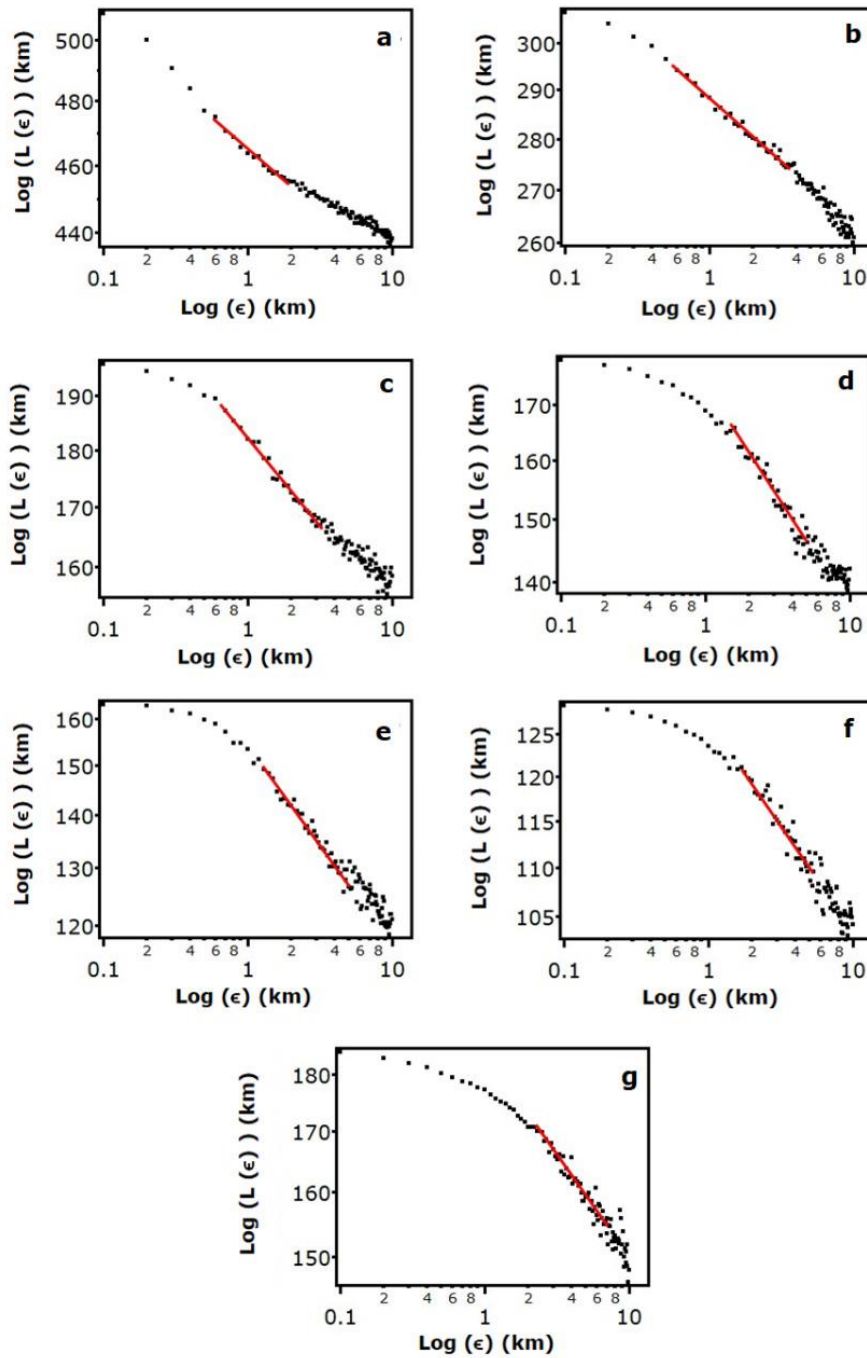


Figura 11. Relación entre longitud total $L(\epsilon)$ versus paso ϵ de medición de acuerdo con la metodología *paso-divisor* para los ríos a) Loa b) Maipo, c) Toltén, d) Bueno, e) Rahue, f) Valdivia y g) Baker. La línea continua corresponde a un ajuste lineal de cada curva, desde donde se obtiene la pendiente media de la curva. Fuente: elaboración propia.

Tomando esto en consideración, cada una de estas curvas puede ser ajustada entonces en su tramo medio por una función en ley de potencia dada por la Ecuación (2). Las líneas continuas en color rojo muestran el tramo considerado para este cálculo. Los valores medios de este cálculo se muestran en la Tabla 5, que resume la dimensión fractal (D) para cada río junto a su respectiva desviación estándar. Se puede notar que la totalidad de los ríos posee valores de dimensión fractal ligeramente superiores a la unidad.

Tabla 5. Resumen de valores de la dimensión fractal de los ríos chilenos analizados.

Río	D
Loa	1.042 ± 0.001
Bueno	1.108 ± 0.006

Toltén	1.080 ± 0.003
Rahue	1.116 ± 0.001
Maipo	1.038 ± 0.001
Valdivia	1.098 ± 0.010
Baker	1.082 ± 0.002

En la Figura 12 en cambio, se compara la dimensión fractal en función del valor promedio del índice de sinuosidad (Figura 12a) y la pendiente media (i) (Figura 12b). Se desprende de este gráfico que un incremento del índice de sinuosidad es acompañado por un aumento en la dimensión fractal, sugiriendo una relación entre ambos parámetros, como era de esperarse. De igual manera, los mayores valores de la dimensión fractal se correlacionan con aquellos cauces que muestran una menor magnitud en su pendiente media. Tal relación ocurre típicamente en aquellas partes del cauce desarrolladas en zonas de planicie, como fue observado por Leopold y Wolman (1957).

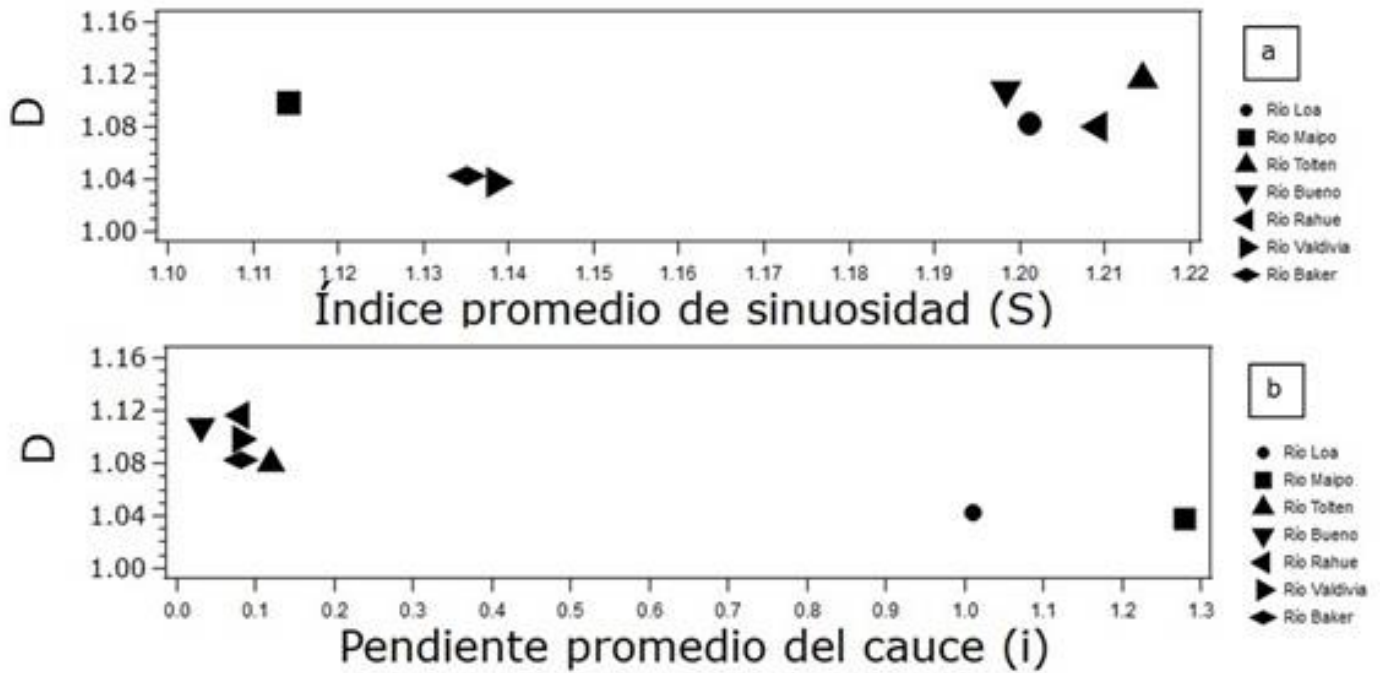


Figura 12. Dimensión fractal (D) global de cada cauce *versus* a) valor medio del índice de sinuosidad S y b) la pendiente media i de cada río, para todas las unidades estudiadas. Fuente: elaboración propia.

Discusión

De los resultados del presente estudio y de acuerdo con la clasificación de Leopold y Wolman (1957), se desprende que los ríos chilenos muestran un patrón morfológico dominante de tipo *sinuoso*. Los histogramas de frecuencia mostrados en la Figura 9 nos indican que la sinuosidad de ríos chilenos se sitúa preferentemente en el rango de 1.0 a 1.5. Estos valores son concordantes con los reportados por De-Rosa, Cencetti y Fredduzzi (2017), que calcularon este índice para distintos cauces, obteniendo valores de sinuosidad máxima de 1.39. Sin embargo, nuestras mediciones se encuentran lejos de los resultados reportados por Montgomery (1996), que calculó la sinuosidad de 38 ríos, obteniendo valores situados en un amplio rango variable entre 1.2 y 2.8, que son valores característicos de patrones meandrosos moderados y pronunciados.

Nuestras mediciones sugieren también que los valores medios del índice de sinuosidad indicados en la Tabla 3 no dependen significativamente del salto de medición escogido (ϵ), sino más bien del entorno geográfico y la unidad morfoestructural que estos ríos cruzan, como se desprende al observar la distribución longitudinal mostrada en la Figura 10. De la misma figura se infiere que los valores picos de sinuosidad ocurren de preferencia en tramos cercanos a la desembocadura. Este es un patrón distintivo de las zonas de deltas, donde las condiciones de planicie y de transporte de sedimentos inducen un

patrón de inestabilidad hidrofluvial (Leuven, Van Maanen, Lexmond, Van der Hoek, Spruijt y Kleinhans, 2018; Marani, Lanzoni, Zandolin, Seminara y Rinaldo, 2002). Sin embargo, estos picos de sinuosidad, particularmente aquellos comprendidos entre 1.0 y 1.2, parecen distribuirse de forma más homogénea a lo largo del cauce. Esta distribución sugiere que tras la organización de meandros puede existir una cierta jerarquía en la distribución de sinuosidades, como fue cuantificado por Vermeulen, Hoitink, Zolezzi, Abad y Aalto (2016).

Esta jerarquía invita a pensar entonces en la existencia de una capacidad de autoorganización de los meandros fluviales y, en consecuencia, la posibilidad de construir un parámetro que profundice el concepto de índice de sinuosidad. Un buen candidato para ello es la dimensión (mono) fractal, cuyo correlato con el índice de sinuosidad medio (S) de cada cauce (ver Figura 12a) hace pensar que tal índice puede ser usado como un descriptor geomórfico alternativo. Esta dimensión muestra estar estrictamente comprendida entre 1.02 y 1.12. Estos valores son sólo ligeramente superiores a la unidad, una consecuencia del carácter recto que predomina en los ríos chilenos. Esta cualidad puede corroborarse fácilmente al observar los trazados mostrados en la Figura 8.

Los ríos analizados se encuentran lejos de los patrones meandrosos intensos observados, por ejemplo, en varios cauces de la región

amazónica (Vermeulen, Hoitink, Zolezzi, Abad y Aalto, 2016). En estos cauces, la dimensión fractal varía típicamente entre 1.18 y 1.47 (Stolum, 1998), mientras que Montgomery (1996) reporta valores en el rango 1.05 a valores ligeramente superiores a 1.5, con un valor promedio del orden de 1.28. Este último valor se encuentra dentro del rango 1.2 a 1.4, posible de predecir según la ley de Hack (1957), lo cual demuestra que las estimaciones mediante el método paso-divisor son consistentes con otras vías de cálculo. A conocimiento de los autores, los estudios de Stolum (1998) y Montgomery (1996) son de los muy escasos reportes existentes a la fecha donde se documentan estimaciones de la dimensión fractal de meandros.

Acciones antrópicas inducidas por la presencia de obras hidráulicas (e.g., puentes, embalses, represas, etc.) sólo tienen un efecto local en la forma de los meandros, lo cual acentúa el control natural que parece gobernar las características de estas macroformas. Esta cualidad es consistente con los estudios de Mandelbrot (1983) y los estudios de Stolum (Stolum, 1996; Stolum, 1998), que enfatizan la capacidad organizativa de sistemas complejos, en particular los sistemas fluviales. La Figura 12b sugiere, sin embargo, que la dimensión fractal pudiese estar siendo controlada por la pendiente media de cada cuenca, un signo de que la fractalidad de los sistemas aquí estudiados poseen limitantes que parecen provenir de la propia topografía ambiente. Estas restricciones

pueden estar, a su vez, controladas por variables de orden tectónico, como sugiere Phillips (2002).

Las mediciones reportadas en este estudio plantean varios desafíos y perspectivas que ameritan ser profundizadas. Tal vez la más importante de ellas tiene relación con la determinación de la dimensión fractal a distintas escalas de observación. Estos estudios son muy escasos en la literatura internacional, en particular en la realidad latinoamericana, donde tales mediciones son prácticamente inexistentes. La observación de estos sistemas a distintas escalas fotogramétricas permitiría precisar la medición de la longitud, ancho y extensión de estos meandros, además de definir el valor de la dimensión fractal. Los autores advierten que éste es un trabajo en extremo laborioso, aunque necesario, y que podría ayudar a entender mejor la estructura jerárquica que parece dominar la distribución de meandros en un cauce como describe Vermeulen, Hoitink, Zolezzi, Abad y Aalto (2016).

Otro elemento de interés es estudiar qué variabilidad posee esta dimensión para distintas escalas de tiempo. Una de las limitantes del presente estudio radica en que las fotografías analizadas corresponden a un intervalo acotado de tiempo, en algunos casos, casi puntual. Tal restricción podría relajarse contando con más información acerca de la evolución espacial de los cauces a lo largo de varias décadas y así entender mejor hasta qué punto las variables hidrológicas pueden influir

en la forma del cauce y con ello en la dimensión fractal global. Por último, estudios posteriores en el tópico se abocarán a determinar la longitud de onda de los meandros observados en ríos chilenos, que es otro parámetro de forma que podría dar luces acerca de la regularidad observada en estos meandros (Ferguson, 1975).

Conclusiones

En el presente estudio se ha determinado de forma pionera el valor medio del índice de sinuosidad global y la dimensión fractal global asociada con los meandros de siete ríos chilenos ubicados en distintas regiones del país. Los valores de esta dimensión resultan en el intervalo de 1.04 a 1.12. Estos resultados son concordantes con la geometría asociada con cada uno de los trazados fluviales, cuyos patrones son predominantemente rectos. Observaciones en esta misma línea han sido realizadas por otros autores, midiendo la dimensión fractal en ríos con diferentes niveles de sinuosidad, encontrando un correlato significativo entre este coeficiente y las características sinuosas. La dimensión fractal y, de modo más general,

la teoría de objetos fractales puede ser entonces una herramienta de interés para contribuir a la descripción de sistemas fluviales, los que parecen revelar una capacidad de autoorganización asociada con los meandros que se generan en el cauce. Este enfoque, sin embargo, esconde algunas limitaciones que ameritan ser profundizadas en estudios posteriores, entre ellas, la relación entre fractalidad y las restricciones impuestas por factores del relieve y de control tectónico siempre presentes en la génesis de una red fluvial. Otro elemento de interés es comprender hasta qué punto la dimensión fractal depende de la hidrología de cada sistema y de las escalas temporales asociadas con eventos hidrológicos de gran magnitud (e.g., crecidas, sequías). Tales variables alteran no sólo el régimen de caudales de cada río, sino además la dinámica de transporte de sedimentos. ¿Son estos factores suficientes capaces de alterar significativamente la dinámica de meandros en un río? Esta es una de las interrogantes que se espera seguir profundizando con el tiempo.

Referencias

Amiot, E. (2008). Autosimilar melodies. *Journal of Mathematics and Music*, 2(3), 157-180.



BCN, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (s.f.). *Mapas vectoriales. Mapoteca.* Recuperado de https://www.bcn.cl/siit/mapas_vectoriales

Charrier, R., Pinto, L. y Rodríguez, M. (2007). Tectonostratigraphic evolution of the Andean orogen in Chile. In: Moreno, T., y Gibbons, W. (eds.). *The geology of Chile* (pp. 21-114). London, UK: The Geological Society.

De-Rosa, P., Cencetti, C. y Fredduzzi, A. (2017). An Automated Method for River Sinuosity Calculation Using QGIS. *GEAM Geoingeniería Ambiental e Mineraria*, 151, 2, 81-84.

Dodds, P.S. y Rothman, D. H. (2000). Scaling, Universality and Geomorphology. *Annual Review of Earth Planetary Sciences*, 28, 571-610.

Falconer, K. J. (1991). Measure, topology and fractal geometry, by Gerald A. Edgar. Pp 230. DM58. 1990. ISBN 3-540-97272-2 (Springer). The Mathematical Gazette, 75(472), 237-237. <https://doi.org/10.2307/3620293>

Ferguson, R. I. (1975). Meander irregularity and wavelength estimation. *Journal of Hydrology*, 26, 3-4, 315-333.

Goto, M. (2019). Image processing using Image J. *Japanese Journal of Radiological Technology*, 75, 7, 688-692.

- Gouyet, J.-F. y Bug, A. L. R. (1997). Physics and Fractal Structures. *American Journal of Physics*, 65(7), 676–677. <https://doi.org/10.1119/1.18629>
- Gurung, K. (2017). *Fractal dimension in architecture an exploration of spatial dimension* (MSc Thesis). Department of Architecture, Facility Management and Geoinformation, Anhalt University of Applied Sciences, Germany.
- Hack, J. T. (1957). Studies of longitudinal stream profiles in Virginia and Maryland. *United States Geological Survey Professional Paper*, 294B, 45-94.
- Jerry E. Mueller (1968) An introduction to the hydraulic and topographic sinuosity indexes, *Annals of the Association of American Geographers*, 58:2, 371-385, DOI: 10.1111/j.1467-8306.1968.tb00650.x
- Leopold, L. B. y Wolman, M. G. (1957). River channel patterns: Braided, meandering, and straight. *USGS Professional Paper*, 282-B:51.
- Leuven, J. R. F. W., Van Maanen, B., Lexmond, B., Van der Hoek, B., Spruijt, M. y Kleinhans, M. G. (2018). *Geology*, 46, 10, 923-926.
- Luebert, F. y Plischoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago de Chile, Chile: Editorial Universitaria.

- Mandelbrot, Benoit B. y Mandelbrot, Benoit B. (1983). *The fractal geometry of nature*. New York: W.H. Freeman
- Mandelbrot, B. (1967). How long is the coast of Britain? Statistical self-similarity and fractional dimension. *Science*, 156, 3775, 636-638.
- Marani, M., Lanzoni, S., Zandolin, D., Seminara, G. y Rinaldo, A. (2002). Tidal meanders. *Water Resources Research*, 38, 11, 1225, 1-14.
- Montgomery, K. (1996). Sinuosity and fractal dimension of meandering rivers. *Area*, 28, 491-500.
- Phillips, J. D. (2002). Interpreting the fractal dimension of river networks. In: Lam, N. S. N., De Cola, L. (eds.). *Fractals in Geography* (pp. 142-157). New Jersey, USA: PTR Prentice-Hall, Inc.
- Pilgrim, I. y Taylor, R. P. (2018). Chapter, fractal analysis of time-series data sets: Methods and challenges. In: Sid-Ali Ouadfeul (ed.). *Fractal analysis*. |: 10.5772/intechopen.81958
- Reljin, I. S. y Reljin, B. D. (2002). Fractal geometry and multifractals in analyzing and processing medical data and images. *Archive of Oncology*, 10(4), 283-293. <https://doi.org/10.2298/AOO0204283R>
- Richardson, L. F. (1961). The problem of contiguity: An appendix to statistics of deadly quarrels. *General System Yearbook*, 6, 139-187.
- Schumm, S.A. (1960). The shape of alluvial channels in relation to sediment type: U.S.G.S. *Professional Paper*, 352-B, 17-30.

- Schumm, S.A. y Khan, H. R. (1972). Experimental study of channel patterns. *Nature*, 233, 407-409.
- Sghaier, M.O., Foucher, S. y Lepage, R. (2017). River extraction from high-resolution SAR images combining a structural feature set and mathematical morphology. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 10, 3, 1025-1038.
- Snow, R. S. (1989). Fractal sinuosity of stream channels. *PAGEOPH*, 131, 99-109.
- Stolum, H.-H. (1998). Planform geometry and dynamics of meandering rivers. *GSA Bulletin*, 110, 11, 1485-1498.
- Stolum, H.-H. (1996). River meandering as a self-organization process. *Science*, 271, 5256, 1710-1713.
- Vermeulen, B., Hoitink, A. J. F., Zolezzi, G., Abad, J. D. y Aalto, R. (2016). Multiscale Structure of Meanders. *Geophysical Research Letters*, 43, 3288-3297.
- Werner, D. H. y Ganguly, S. (2003). An overview of fractal antenna engineering research. *IEEE Antennas and Propagation Magazine*, 45, 1, 38-57.

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-05

Artículos

Bioadsorción de Co(II) y Mn(II) en soluciones acuosas por la bacteria *Rhodococcus opacus*

Bioadsorption of Co(II) and Mn(II) in aqueous solutions by the *Rhodococcus opacus* bacterium

Amanda Mauro Rodrigues-Pimentel¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1260-5299>

Patricia Reynoso-Quispe², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9202-475X>

Rita Jaqueline Cabello-Torres³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9965-9678>

Lorgio Gilberto Valdiviezo-Gonzales⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8200-4640>

¹Pontificia Universidad Católica de Río de Janeiro-Puc-Río, Departamento de Ingeniería Química y de Materiales, Río de Janeiro, Brasil, manda_pimentel@hotmail.com

²Universidad de Ingeniería y Tecnología (UTEC), Lima, Perú, preynoso14@gmail.com



³Universidad César Vallejo (UCV), Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela de Ingeniería Ambiental, Lima, Perú, rcabellot@hotmail.com, rcabello@ucv.edu.pe

⁴Universidad Tecnológica del Perú-UTP, Facultad de Ingeniería, Carrera de Ingeniería en seguridad laboral y ambiental, Lima, Perú, lvaldiviez@utp.edu.pe

Autor para correspondencia: Lorgio Valdiviezo, lvaldiviez@utp.edu.pe

Resumen

Se evaluó la bioadsorción de Co(II) y Mn(II) en soluciones acuosas por *Rhodococcus opacus* inactivado y tratado con NaOH, y se efectuó la caracterización fisicoquímica del bioadsorbente. La caracterización fisicoquímica de la bacteria se realizó mediante microscopía electrónica de barrido acoplada al análisis de dispersión de energía de rayos X (MEB-EDS), espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y potencial zeta (PZ). Asimismo, se determinaron las mejores condiciones de operación en el proceso, evaluando la concentración del biosorbente, concentración inicial del metal (C_i), pH y tiempo de contacto. Los experimentos se hicieron a escala de laboratorio y la bacteria fue previamente tratada con NaOH (0,1 M). La interacción entre *R. opacus* y los iones metálicos se confirmó por la variación del potencial isoeléctrico

(PIE) y grupos funcionales. En las mejores condiciones de operación se alcanzaron remociones y adsorción de 87.8 % y 24.9 mg/g para Co(II), y 79.9 % y 6.1 mg/g para Mn(II). Estas condiciones fueron pH 7, biomasa 4 mg/l, C_i 50 mg/l y 180 minutos de tiempo de operación. Mientras que para el Mn(II): pH 5, biomasa 3 mg/l, C_i 5 mg/l y 10 minutos de tiempo de operación. El presente estudio demuestra que el *R. opacus* puede ser aplicado en el tratamiento de efluentes conteniendo bajas concentraciones de Co(II) y Mn(II).

Palabras clave: bioadsorción, remoción, cobalto, manganeso, biotecnología, *Rhodococcus opacus*.

Abstract

The bioadsorption of Co(II) and Mn(II) in aqueous solutions was evaluated by *Rhodococcus opacus* inactivated and treated with NaOH, and the physicochemical characterization of the bioadsorbente. The physicochemical characterization of bacteria was performed by scanning electron microscopy coupled to energy dispersive X-ray analyses (SEM-EDS), Fourier transforms infrared spectroscopy (FTIR,) and Zeta Potential (ZP). Likewise, the operating conditions in the process were determined, evaluating biosorbent concentration, initial metal concentration (C_i), pH, and contact time. The experiments were performed at the laboratory, and the bacteria was previously treated with NaOH (0.1M). The interaction

between *R. opacus* and metal ions was confirmed by the variation of isoelectric point (IEP) and functional groups. Removals and uptake of 87.8 % and 24.9 mg/g for Co(II) and 79.9 % and 6.1 mg/g for Mn(II) were achieved under test-operating conditions. These conditions were pH 7, biomass 4 mg/l, C_i 50 mg/l, and 180 minutes of operation time. While for Mn(II): pH 5, biomass 3 mg/l, C_i 5 mg/l and 10 minutes operation time. The present study shows that *R. opacus* can be applied to treat effluents containing low concentrations of Co(II) and Mn(II).

Keywords: Bioadsorption, removal, cobalt, manganese, biotechnology, *Rhodococcus opacus*.

Recibido: 12/03/2020

Aceptado: 29/05/2021

Introducción



En los últimos años existe un gran interés por el estudio de la acumulación de metales pesados, provenientes de fuentes antrópicas, en el ambiente (agua, aire, suelo) debido a su toxicidad sobre los seres humanos y sobre otras formas de vida (Vishan, Saha, Sivaprakasa, & Kalamdhad, 2019). Mientras que en Europa se han investigado las principales fuentes antrópicas de contaminación ambiental como la industria y la agricultura intensiva (Sedlakova-Kadukova, Kpcakova, Gresakova, Godany, & Pristas, 2019), en América Latina la contaminación de aguas por metales pesados también ha sido objeto de investigación (Bundschuh *et al.*, 2012; Guittard *et al.*, 2017), pero es un problema que se vincula con prácticas que no guardan relación con una gestión sostenible de los recursos.

En Perú, por ejemplo, se ha reportado la presencia de manganeso en niveles superiores al estándar de calidad ambiental (ECA) en los ríos Tambo, Rímac, Santa, Mantaro y Cahamaya (Minagri, 2013). Mientras que en la región hidrográfica del Titicaca ambos metales superan el ECA (OECD, 2017).

La presencia de Co(II) y Mn(II) en los efluentes se debe a las actividades mineras, producción de aleaciones, catalizadores y baterías entre otras fuentes (Barrio-Parra *et al.*, 2017). El manganeso se puede encontrar con frecuencia en aguas subterráneas y se asocia con la coloración del agua, manchas de la ropa y obstrucción de las tuberías; mientras que la exposición a este metal provoca un envenenamiento crónico del cuerpo humano (Rose, Fabbro, & Kinneer, 2017). Asimismo,

altas exposiciones al Co(II) se conectan con baja presión sanguínea, náuseas, vómitos, trastornos del sistema nervioso y parálisis (Abbas, Kaddour, & Trari, 2014).

Con el tiempo se han desarrollado una serie de tratamientos para eliminar o mitigar la contaminación por metales pesados, y restablecer un equilibrio saludable en favor de la dinámica humana y ambiental. Las técnicas convencionalmente usadas en el tratamiento de efluentes industriales, conteniendo metales, se basan en procesos fisicoquímicos como la electroflotación y filtración con membranas (Nascimento-Do, De-Oliveira, Rizzo, & Leite, 2019); además, son caracterizadas por tener un alto costo y difícil implementación. Asimismo, estos procesos han mostrado bajas remociones cuando las concentraciones de metales son menores a 100 mg/l (Volesky, 2003). Ante esta situación han surgido tecnologías como los biotratamientos que resultan más amigables con el ambiente y son de menor costo (Ziagova *et al.*, 2007; Hasan, Abdullah, Kofli, & Yeoh, 2016; Jobby, Jha, Yadav, & Desai, 2018).

Entre los biotratamientos destaca la biosorción, la cual comprende el uso de adsorbentes de origen biológico y ha demostrado tener alta remoción; además, no genera residuos sólidos o sustancias tóxicas durante el proceso (Costas & Tavares, 2016). El uso de bacterias vivas o inactivas como biosorbentes es una potencial alternativa en la adsorción de metales; algunas de las más estudiadas corresponden a los géneros *Citrobacter*, *Pseudomonas*, *Streptomyces* y *Bacillus* (Jacob *et al.*, 2018).

De igual forma, se ha reportado la aplicación del *R. opacus* y de las sustancia poliméricas extracelulares de esta bacteria en la bioadsorción de diversos metales, tal como Al(III) (Cayllahua & Torem, 2010); Mn(II) (Silvas, Buzzi, Espinosa, & Tenório, 2011); Cd(II); Pb(II); Ni(II); Co(II), y Cr(VI) (Dobrowolski, Szcześ, Czemińska, & Jarosz-Wikołazka, 2017).

La bioadsorción, mediante el uso de células vivas o inactivadas, es un proceso que no depende del metabolismo celular, pues el metal es adsorbido sobre la superficie del bioadsorbente (Nascimento-Do *et al.*, 2019) y en su mayoría es un proceso reversible (Arivalagan, Singaraj, Haridass, & Kaliannan, 2014). La estructura de la pared celular microbiana ha sido identificada como la principal responsable en la adsorción de metales (Escudero, Quintas, Wuilloud, & Dotto, 2019). Respecto a esto, se ha reportado que los grupos funcionales presentes en las bacterias gramnegativas presentan una gran disponibilidad en la remoción de especies metálicas (Quiton, Doma, Futralan, & Wan, 2018; Escudero *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019).

Sin embargo, otros autores argumentan que las bacterias grampositivas, al tener una pared celular más gruesa (y particulares componentes), presentan también mayores remociones y adsorción de iones metálicos, cuando son comparadas con las gramnegativas (Gourdon, Bhende, Rus, & Sofer, 1990; Jacob *et al.*, 2018). Escudero *et al.* (2019) indican que el comportamiento de las bacterias es dependiente del sistema en que se llevan a cabo los experimentos.

Los principales grupos funcionales presentes en la pared celular bacteriana y relacionados con la adsorción de metales son el hidroxilo, carboxilo, sulfonato, amida, y fosfonato (Arivalagan *et al.*, 2014); mientras que los mecanismos fisicoquímicos relacionados con esta adsorción incluyen la interacción electrostática, formación de complejos, intercambio iónico y micro precipitación (Anagnostopoulos, Vlachou, & Symeopoulos, 2015).

El uso de bacteria inactiva como adsorbente es un tratamiento con mucho potencial para la eliminación de este tipo de contaminantes metálicos; es importante estudiar las principales características fisicoquímicas del proceso, lo que permitirá el acercamiento a futuras aplicaciones en el campo del tratamiento de agua; los mayores retos son la identificación de un bioadsorbente fácilmente disponible, de simple aplicación, que permita un proceso más económico y eficiente (Barquilha, Cossich, Tavares, & Silva, 2019; Bankar & Nagaraja, 2018).

El objetivo de esta investigación es evaluar la bioadsorción de Co(II) y Mn(II) en soluciones acuosas por *Rhodococcus opacus* inactivado y tratado con NaOH, así como la caracterización fisicoquímica del bioadsorbente.

Materiales y métodos

Obtención y preparación del *R. opacus*

La bacteria *R. opacus* fue adquirida de la colección de cultivos microbianos de la Fundación Tropical de Investigación y Tecnología André Tóselo, Campinas, Sao Paulo, Brasil. Luego fue cultivada en un medio sólido compuesto por glucosa (10 g/l), peptona (5 g/l), extracto de malta (3 g/l), extracto de lavadura (3 g/l) y agar-agar (20 (g/l).

Posteriormente se prepararon 200 ml de medio de cultivo líquido (en frascos Erlenmeyer de 500 ml) con la misma composición descrita para el medio sólido, excepto por la ausencia del agar-agar. Se ajustó el pH a 7.2, con NaOH 0.1M o HCL 0.1M. El medio líquido se esterilizó en una autoclave vertical de la marca Primatec, a 121 °C por 20 minutos. Luego, en una cabina de seguridad biológica (Filterflux clase II A2), previamente esterilizada, se transfirió el microorganismo desde el medio de cultivo sólido hacia el medio líquido con un asa de platino previamente flameada.

Se realizó la incubación a 28 °C, por 48 h y 125 rpm, en una incubadora de plataforma de rotación horizontal (Cientec, CT-712). A partir del crecimiento celular, en el medio de cultivo líquido, la célula bacteriana fue colectada y lavada, por tres veces, con agua desionizada mediante centrifugación a 3 500 rpm por 10 minutos y luego esterilizada en un autoclave vertical bajo las mismas condiciones descritas anteriormente, lo que posibilitó obtener la biomasa inactivada (BSPT).

Pretratamiento del bioadsorbente

El pretratamiento de la bacteria inactiva se realizó aplicando 30 ml de NaOH (0.1M) por cada 100 ml de biomasa. La suspensión celular fue agitada en una plataforma de rotación horizontal a 125 rpm a 25 °C por tres horas; finalmente, este producto se lavó con agua desionizada tres veces y el pH se ajustó hasta valores cercanos a 7, con HCl, 0.1M. La biomasa pretratada (BPT) se caracterizó y utilizó en los experimentos de bioadsorción.

Concentración del bioadsorbente

La concentración de BPT se determinó aplicando el método analítico sugerido por Standar Methods (2540 Solids, 2017) para sólidos suspendidos totales (SST), por medición gravimétrica hasta un peso seco constante de la masa celular. Para ello, 40 ml de concentrado celular fue pipeteado y filtrado al vacío (papel de filtro de acetato de celulosa de 0.45 μm); el sólido retenido fue secado a 103-105 °C por dos horas (en estufa); en seguida se hicieron las mediciones y cálculos referentes al peso seco. En este estudio se evaluó la concentración de bacteria en valores comprendidos entre 1 y 5 mg/l.

Preparación de soluciones de Co(II) y Mn(II)



Se prepararon soluciones patrones de cada metal, a la concentración de 500 mg/l, usando agua desionizada y sales de Co(II) y Mn(II), ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ con 98 % de pureza y $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ al 98.01 % de pureza). Mediante diluciones sucesivas se obtuvieron soluciones de ambos metales entre 50 y 120 mg/l.

Experimentos de bioadsorción

Los experimentos se llevaron a cabo en sistema discontinuo, en una plataforma de rotación horizontal, con frascos Erlenmeyer de 250 ml (conteniendo 50 ml de solución) a 25 °C y 125 rpm para todos los experimentos.

Los parámetros se evaluaron considerando un rango de pH 4-8 para Co(II) y 3-7 para Mn(II); y en ambos metales concentración de bioadsorbente 1-5 mg/l; concentración inicial de metal 50-120 mg/l y tiempo de contacto 10-180 min. Para la evaluación de pH se fijó la concentración de bioadsorbente (1 g/l), concentración de metal (50 mg/l) y tiempo de contacto (180 minutos). Seguidamente se identificó el valor

de pH que permitió alcanzar los más altos valores de remoción y adsorción, fijándose este valor en los siguientes experimentos.

Posteriormente, se evaluó la concentración del bioadsorbente, manteniendo constante el pH, la concentración del metal (50 mg/l) y tiempo de contacto (180 minutos); de forma similar se evaluó la concentración inicial de metal y tiempo de contacto. Es decir, el valor del factor con el que se alcanza el mayor porcentaje de remoción y adsorción del metal, en cada experimento, fue incorporado al siguiente.

Al final de cada experimento, la solución fue centrifugada y enviada para análisis por espectrofotometría de absorción atómica por llama (EAA, Modelo 1100DD, Perkin Elmer), estos análisis se hicieron en el laboratorio de análisis químico del Departamento de Química de la Pontificia Universidad Católica de Río de Janeiro.

El porcentaje de remoción (%R) y adsorción de cada metal (q , mg/l), fue calculado según las ecuaciones (1) y (2) (Quiton *et al.*, 2018):

$$\%R = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (1)$$

$$q = \frac{(C_i - C_f)V}{M} \quad (2)$$

Donde C_i es la concentración inicial del metal en solución (mg/l); C_f , la concentración final del metal en solución (mg/l); V , el volumen de la solución (l), y M es la masa del bioadsorbente (g).

Análisis estadísticos

En este estudio se propone el uso de modelamiento por ecuaciones estructurales (MES) mediante el Amos v.25, a fin de determinar el efecto de los parámetros estudiados o parámetros de entrada (pH, concentración de bioadsorbente, concentración inicial del metal y tiempo de contacto) sobre la remoción y adsorción de los iones metálicos (o parámetros de salida), considerando el valor de significancia $p < 0.05$. El uso de MES ha sido aplicado extensamente en ecología (Grace *et al.*, 2012), y modela interrelaciones causa-efecto, así como la inclusión de las dependencias entre los parámetros (Angelini, Heuvelink, & Kempen, 2017).

Caracterización de la superficie de *R. opacus*



La caracterización de la bacteria, así como del proceso de bioadsorción fue realizada mediante microscopia electrónica de barrido, equipado con sistema para espectroscopia de energía dispersiva (EDS) en un microscopio Carl Zeiss-DSM 960; de igual forma, por espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (espectrofotómetro Nicolet 6700 FTIR) para identificar los grupos funcionales responsables de la bioadsorción para cada metal. Las medidas de carga eléctrica superficial del *R. opacus* o PZ se realizaron en el equipo Zeta Meter System 4.0. La biomasa bacteriana pretratada (BPT) fue usada como control en el proceso de caracterización.

Resultados

Bioadsorción



En la Figura 1 se presenta la influencia de los parámetros evaluados en el proceso de bioadsorción de los metales por la bacteria inactivada y pretratada. En la Figura 1a se muestra que la bioadsorción de Co(II) aumentó con el incremento del pH de la solución. Este incremento se corresponde con una pendiente ascendente hasta un valor de pH 7, donde la biomasa logró los máximos valores de remoción (59 %) y adsorción de este metal (29.5 mg/g). En el caso del Mn(II), se observó un comportamiento similar, pero hasta pH 5.0, donde se alcanzó el 32.2 % de remoción y 3.8 mg/g de adsorción. A partir de este valor se produjo un marcado cambio de pendiente que evidenció una disminución en la capacidad de captura de Mn(II) por la bacteria.

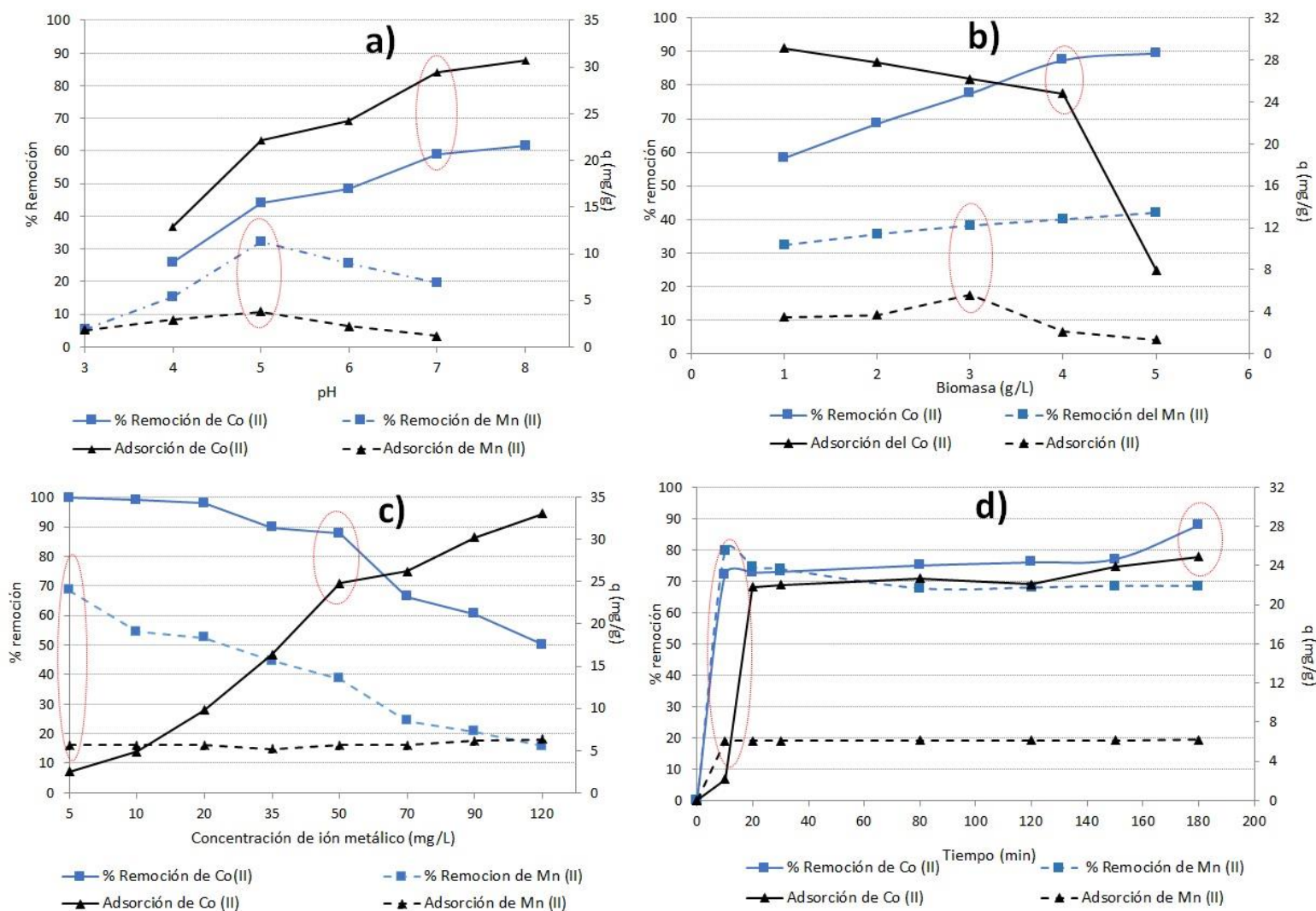


Figura 1. Influencia de los parámetros en la bioadsorción de Co(II) y Mn(II) por *R. opacus* inactivado y pretratado: a) pH; b) concentración bacteriana; c) concentración inicial de metal; d) tiempo de contacto bacteria-metal.

La Figura 1 también muestra la remoción y adsorción de Co(II) y Mn(II) en función de la concentración del bioadsorbente. Respecto al Co(II) en la Figura 1b, se observa una remoción de 87.4 % y adsorción de 24.8 mg/g para una concentración de biomasa de 4 g/l, que es el punto donde cambia la pendiente de la remoción y adsorción. Un comportamiento similar es observado para el Mn(II), cuando la concentración de bioadsorbente es 3 g/l, alcanzando una remoción de 38.2 % y adsorción de 5.6 mg/g; luego se produce un notable decaimiento de la adsorción, similar a lo observado para el Co(II).

La Figura 1c muestra el comportamiento de la remoción y adsorción en función de la concentración inicial de cada metal. El incremento de la concentración inicial del metal genera la disminución de la remoción de los mismos. Respecto a la adsorción del Co(II), se observa un incremento de este metal con el incremento de C_i , y ningún efecto de la C_i en la adsorción de Mn(II). Los máximos valores de remoción y adsorción fueron de 99.8 % y de 33.1 mg/g para el Co(II), y 68.5 % y 5.33 mg/g para Mn(II), respectivamente.

De acuerdo con la Figura 1d, una rápida remoción de Co(II) y Mn(II) de más del 60 % se observa en los primeros 10 minutos. El valor máximo de remoción de 79.9 % para el Mn(II) se alcanzó en este tiempo. Sin embargo, se necesitaron 180 minutos de tiempo de contacto para la

máxima remoción de Co(II). En la Tabla 1 se presentan los resultados obtenidos en este estudio y en la literatura respecto a ambos metales, donde destacan los altos valores de adsorción obtenidos.

Tabla 1. Eficiencia de remoción (%R) y adsorción (q) del Co(II) y Mn(II) reportados en la literatura.

Bioadsorbente	Metal	q (mg/g)	% R	Condiciones de operación	Referencia
<i>R. opacus</i>	Ca (II) Fe (II) Al (II) Mg (II) Mn(II) Zn (II)	48.2	11.7	pH = 2.6; temperatura = 25 ° C, biomasa = 1 g/l	Silvas <i>et al.</i> (2011)
*SPE de <i>R. opacus</i>	Co(II)	88.3	100	pH = 3-4; Ci (II) = 150-200 mg /l; biomasa = 300 mg/l; temperatura = 25 °C; 120 rpm; tiempo	Dobrowolski, <i>et al.</i> (2017)
SPE de <i>R. opacus</i>			50		

				de contacto = 30 min	
Bacteria magnetotáctica	Mn(II)	-	15.26	Inducción del campo magnético; temperatura (18 ± 0.1 °C) y pH (6.87 ± 0,01); tiempo de contacto = 3-5 min	Díaz- Alarcón, Alfonso- Pérez, Vergara- Gómez, Díaz-Lagos y Martínez- Ovalle (2019)
<i>Bacillus cereus</i> I6	Pb (II) + Mn(II)	19.9	56,3	pH = 7; Mn(II) + Pb (II) = 50 mg/l; biomasa = 0.3-1.5 mg/l	Hasan <i>et al.</i> (2016)
<i>Ralstonia</i> <i>pickettii</i>	Mn(II)	-	46.02	pH = 6; Ci = 400 mg/l; tiempo de contacto = 72 h; temperatura = 40 °C	Huang <i>et al.</i> (2018)
<i>Geobacillus</i> <i>thermantarcticus</i>	Co(II)	11.95	43.6	pH = 5 para Co(II) y 6 para	Özdemir, Kılınc, Poli y

<i>Anoxybacillus amylolyticus</i>	Co(II)	8.83	35.1	Mn(II); Ci = 50 mg/l; tiempo de contacto = 60 min; biomasa = 50 mg; temperatura de contacto = 60 °C; 120 rpm	Nicolaus (2013)
<i>Geobacillus thermantarcticus</i>	Mn(II)	22.44	65.1		
<i>Anoxybacillus amylolyticus</i>	Mn(II)	9.36	36.6		
<i>R. opacus</i>	Co(II)	24.9	87.8	pH = ; biomasa = 4 mg/l; Ci = 50 mg/l; tiempo de contacto = 180 min	Presente estudio
	Mn(II)	6.1	79.9	pH = 5; biomasa = 3 mg/l; Ci = 5 mg/l; tiempo de contacto = 10 min	

*SPE = sustancia polimérica extracelular.

Análisis estadístico

Los resultados de los efectos de los diversos parámetros analizados sobre la remoción y adsorción se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Estimaciones estandarizadas del efecto de los diversos parámetros en el proceso de bioadsorción en función de la remoción (%R) y adsorción (q).

Metal	*I	**S	β	Sig
Co	pH	%R	0.267	0.06
		q	0.164	0.259
	Concentración de biomasa	%R	0.32	0.022
		q	-0.747	0.000
	Concentración de metal	%R	-0.252	0.077
		q	0.263	0.064
	Tiempo de contacto	%R	0.226	0.115
		q	0.395	0.004

Mn	pH	%R	0.073	0.628
		q	0.264	0.069
	Concentración de biomasa	%R	0.315	0.028
		q	-0.564	0.180
	Concentración de metal	%R	-0.442	0.001
		q	0.685	0.195
	Tiempo de contacto	%R	-0.14	0.348
		q	0.525	0.000

*I = parámetro de ingreso; **S = parámetro de salida.

Caracterización del *R. opacus* antes y después de la adsorción

Potencial zeta (PZ)



La medida del PZ brinda información referente a la carga superficial del *R. opacus* en solución a diferentes valores de pH. Los resultados antes y después de la bioadsorción se presentan en la Figura 2. Se observan incrementos de la negatividad de la carga superficial de las muestras evaluadas con el incremento del pH ($\text{pH} > 3$).

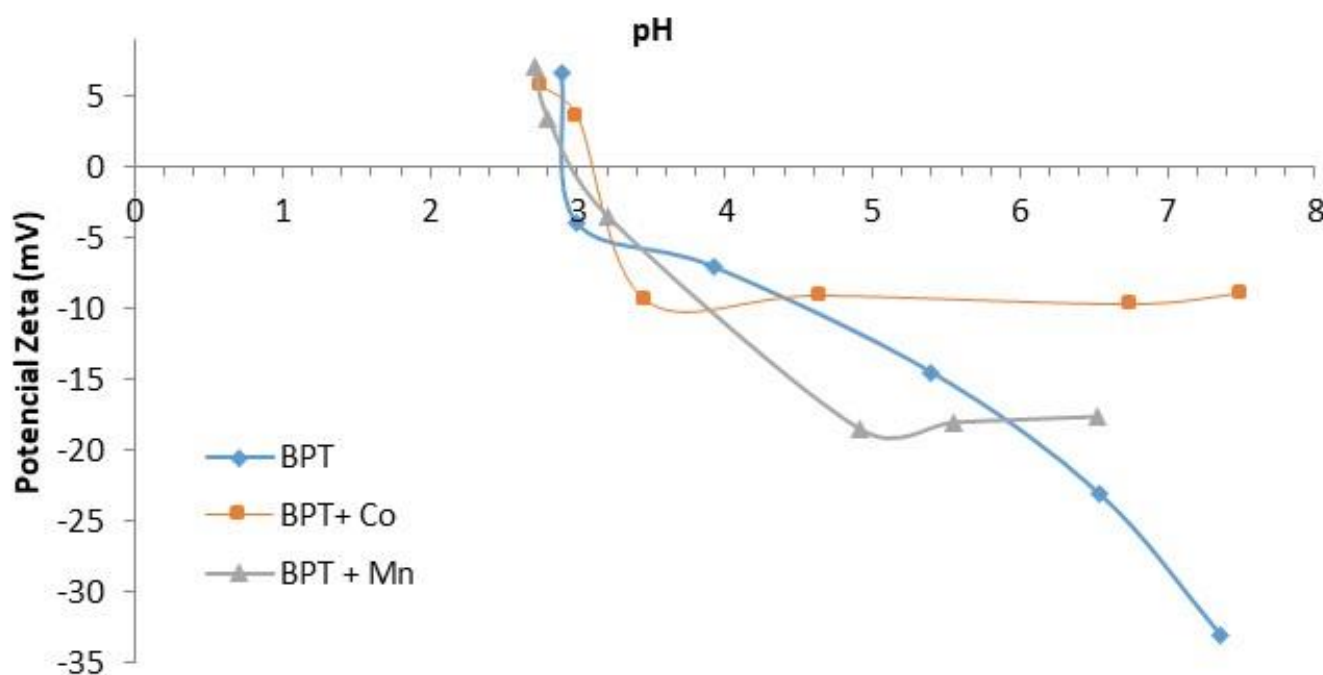


Figura 2. Variación del potencial zeta de la bacteria pretratada antes y después del contacto con los metales (BPT, BPT + Co y BPT + Mn); concentración de NaCl 0.001M y 0.2 g/l de bioadsorbente.

Análisis de MEB-EDS

En la Figura 3 (a-c) se presentan las micrografías (MEB), así como el análisis de microcomposición de los elementos de la bacteria en forma de espectro EDS antes y después del contacto con Co(II) y Mn(II). Las micrografías no indican alteraciones en la morfología de las células bacterianas, mientras que los espectros del EDS confirma la bioadsorción de los metales evaluados (Figura 3b y Figura 3c).

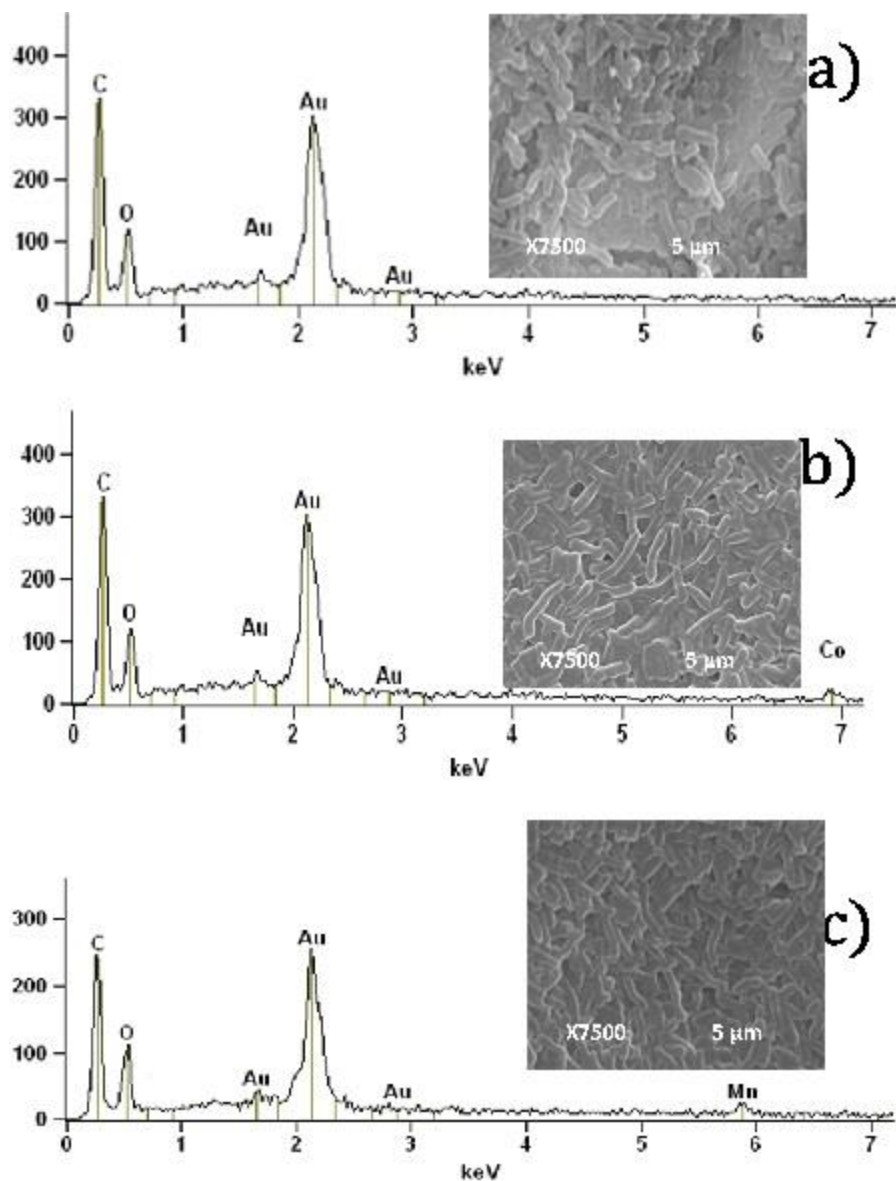


Figura 3. Análisis MEB-EDA (espectros) del *R. opacus* antes y después de la bioadsorción: a) biomasa pretratada (BPT); b) BPT después de

contacto con cobalto (BPT + Co); c) BPT después de contacto con manganeso (BPT + Mn).

Caracterización con FTIR

Se analizó la biomasa sin pretratamiento (BSPT), con pretratamiento (BPT), y después del contacto con los metales con los metales (BPT+Co y BPT+Mn). Los resultados se presentan en la Figura 4, donde se observan diferencias en las intensidades de las bandas de absorción entre BSPT, BPT, BPT + Mn y BPT + Co; indicando cambios en la composición química de las células inactivas por el pretratamiento y por la bioadsorción. Las mayores diferencias en la intensidad de bandas se observan en BPT-Co.

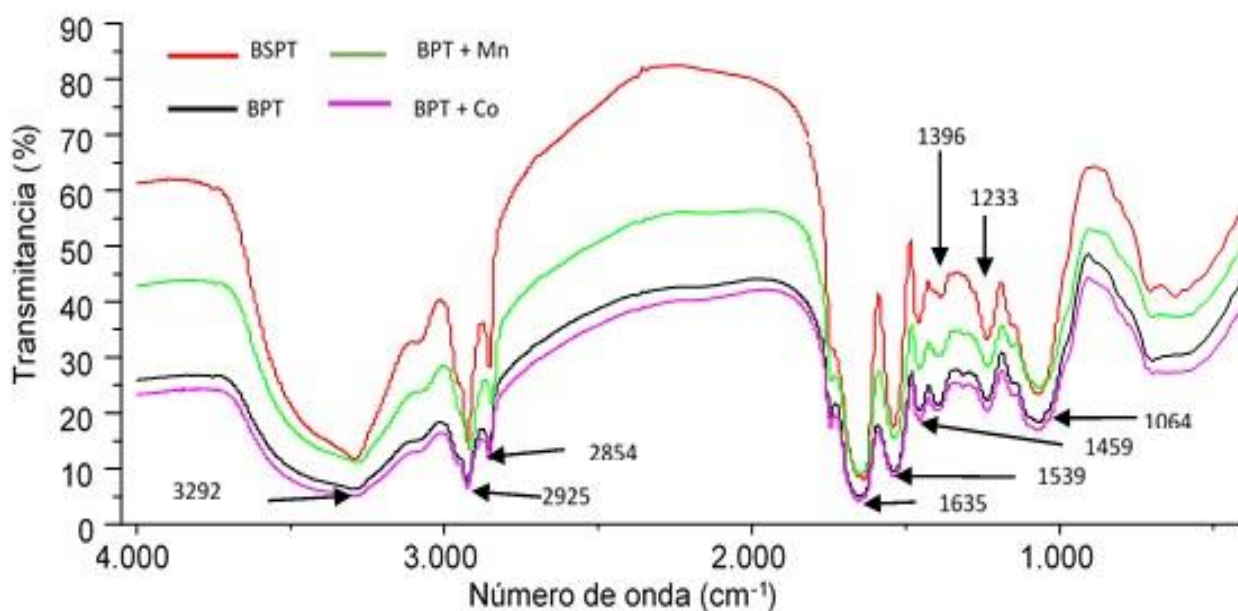


Figura 4. Análisis FTIR del bioadsorbente en las etapas de control y después del contacto con Mn(II) y Co(II).

Discusión

Influencia de pH



El pH tiene una fuerte influencia en las características químicas de soluciones conteniendo metales, además afecta la actividad de los grupos funcionales presentes en la pared celular, así como la competición de los iones metálicos por los sitios activos presentes en el bioadsorbente (Zhenggang *et al.*, 2018). Las menores remociones de Co(II) observadas a bajos valores de pH se pueden atribuir a la competencia del H⁺ y los iones metálicos por los sitios activos de la bacteria.

Por otro lado, las altas remociones obtenidas a pH ≥ 8 son atribuidas a la formación de complejos de Co(II) y su posterior precipitación. Considerar estos valores pondría inducir a errores de precisión en los cálculos de remoción por adsorción (Yüzer, Kara, Sabah, & Çelik, 2008; Negm, El-Sheikh, El-Faragy, Hefni, & Bekhit, 2015; Djoudi, Le-Page-Mostefa, & Muhr, 2019). Los mayores enlaces del ion Co(II) se efectúan a valores de pH cercanos a la neutralidad por la afinidad a los grupos carboxílicos (Mack, Wilhelmi, Duncan, & Burgess 2007), entre otros. Máximas remociones de Co(II) a pH 7 han sido reportadas por Tajer-Mohammad-Ghazvini *et al.* (2016), quienes alcanzaron un valor de remoción de 88.55 % con la bacteria *Alphaproteobacterium*, MTB-KTN90, (bacteria gramnegativa cultivada en medio líquido modificado).

Asimismo, Dharanguttikar (2018) reportó una máxima remoción de 43.5 % utilizando *Pseudomonas aeruginosa* (bacteria gramnegativa) a este mismo valor de pH. Sin embargo, Özdemir, Kılınç, Poli y Nicolaus (2013) observaron valores máximos de remoción de Co(II) de 43.6 y 35.1 % con *Geobacillus thermantarcticus* y *Anoxybacillus amylolyticus* (bacterias grampositivas) a pH 5.

Los bajos valores de remoción y de adsorción de Mn(II), a pesar de la alta electronegatividad de la BPT+Mn(II) reportada en la Figura 2, puede indicar que la atracción electrostática no es el principal mecanismo en la adsorción de este metal. Asimismo, la alta solubilidad de Mn(II), podría causar la desorción de iones previamente adheridos a la pared celular (Silva, Rodríguez, Gómez, & Cantero, 2009). Una remoción de 41.1 % de Mn(II) a valores de pH 6 fue reportado por Huang *et al.* (2018).

Las diferencias reportadas en la bibliografía respecto al valor de pH y la máxima remoción de los metales evaluados se debe a las distintas composiciones de la pared celular, medio de cultivo, pretratamiento del bioadsorbente y afinidad bacteria-metal.

Influencia de la concentración de biomasa



El incremento de la dosis microbiana inactiva en el sistema genera un aumento de sitios activos, disponibles para adsorber una mayor cantidad del metal disuelto, incrementando el porcentaje de remoción. Asimismo, este incremento de masa reduce la adsorción del metal que resulta ser una propiedad intensiva (mg de metal captado/ gramo de biomasa). La Tabla 2 confirma un comportamiento opuesto entre la remoción y la adsorción en ambos metales, expresados en el factor β ; así, el signo positivo de β para la remoción se contrapone con el signo negativo del factor de adsorción, confirmando su efecto ($p < 0.05$).

Estudios anteriores reportan la existencia de un margen, en que el exceso de células bacterianas puede formar agregados inhibiendo la adsorción efectiva del metal en la pared celular (Colagar, Azizi, & Hafeziyan, 2011; Esmaeili & Beni, 2015), esto explica el cambio de pendiente observados en la Figura 1b para la remoción de Co(II) y Mn(II).

Máximos valores de adsorción de Co(II) fueron obtenidas con 80 g/l de biomasa de *Oscillatoria* sp. (Colagar *et al.*, 2011). Asimismo, Özdemir *et al.* (2013) reportaron remociones de 43.6 % de Co(II) y 65.16 % de Mn(II) con *Geobacillus thermantarcticus*. Los mismos autores alcanzaron valores de remoción 35.1 % de Co(II) y 36.6 % del Mn(II), con 50 mg de biomasa seca de *Anoxybacillus amylolyticus*.

En este estudio se fijó y estableció como mejor concentración de biomasa valores de 4 y 3 mg/l para Co(II) y Mn(II), respectivamente, por presentar la mejor relación remoción y adsorción para estos metales.

Influencia de la concentración inicial de los metales (Ci)

La disminución de la remoción para ambos metales, con el incremento de la C_i , se puede explicar por la escasez de sitios activos libres en el adsorbente; mientras que el incremento en la adsorción se debería a la difusión interparticular del ion metálico al interior del bioadsorbente y/o el enlace de los iones con los biopolímeros liberados por el daño celular (Mathivanan, Rajaram, & Annadurai, 2018).

Considerando que las mayores eficiencias se obtienen a bajas concentraciones de metales, la bioadsorción podría aplicarse en etapas finales del tratamiento de efluentes conteniendo Co(II) o Mn(II). En este estudio se fijaron los valores C_i de 50 y 5 mg/l para Co(II) y Mn(II), con la mejor relación de remoción y adsorción de estos metales para posteriores experimentos.

Influencia del tiempo de contacto

Se ha reportado más de una etapa en la transferencia de iones hacia los sitios de enlace (Özdemir *et al.*, 2013). En la Figura 1d se observan dos fases en la remoción de Co(II). La fase inicial, donde ocurre una rápida adsorción, involucra mecanismos de una adsorción física o intercambio iónico; la fase posterior de adsorción lenta podría involucrar formación de complejos, micro precipitación o saturación de sitios activos (Esmaeili & Beni, 2015).

Díaz-Alarcón, Alfonso-Pérez, Vergara-Gómez, Díaz-Lagos y Martínez-Ovalle (2019) alcanzaron una máxima remoción de Mn(II) de 15.26 % aplicando una bacteria magnetotáctica con tiempos de contacto entre 3 y 5 minutos. Mientras que Özdemir *et al.* (2013) reportaron un mayor tiempo, de 120 minutos, para lograr una adsorción máxima de Co(II) y Mn(II) con la bacteria inactiva *Anoxybacillus amylolyticus*.

Según los resultados, los mejores valores de remoción y adsorción de Co(II) y Mn(II) fueron alcanzados en 180 y 10 minutos de tiempo de contacto.

Análisis estadístico

Los valores presentados en la Tabla 2 nos permiten identificar la significancia estadística del efecto de los parámetros evaluados (parámetros de entrada, E) sobre la remoción y adsorción (parámetros de salida, S), además nos indican si este efecto es positivo (β) o negativo ($-\beta$).

El pH tiene un efecto positivo (β positivo), pero no significativo ($p > 0.05$) en la remoción y adsorción de ambos metales; este efecto positivo también se evidencia en la Figura 1a para el Co(II) y Mn(II) (hasta pH 5). Asimismo, la concentración de *R. opacus* tiene un efecto positivo y significativo en el porcentaje de remoción para ambos metales; mientras que un efecto negativo y significativo en la adsorción de Co(II).

Los efectos de la concentración de la bacteria sobre ambos parámetros se confirman en la Figura 1b. Respecto a Ci, se observa un efecto negativo en la remoción y positivo en la adsorción; sin embargo, la significancia estadística del efecto es sólo para la remoción de Mn(II). El efecto negativo de la Ci en la remoción de ambos metales se confirma

en la Figura 1c. El tiempo de contacto del bioadsorbente-metal afecta de modo significativo a la adsorción y no a la remoción. El efecto no significativo del tiempo de contacto en la remoción también se evidencia en la Figura 1d.

Pocos estudios reportan un análisis estadístico de la adsorción de metales pesados aplicando microorganismos inactivos. Sin embargo, destaca lo reportado por Yuan *et al.* (2019), quienes evaluaron el efecto del tiempo de contacto, pH y concentración inicial de metal en la adsorción de Cd con *Shewanella putrefaciens*: todos los parámetros evaluados presentaron significancia estadística en la remoción de este metal. Asimismo, Hu *et al.* (2020) evaluaron los efectos de tiempo de contacto, pH y temperatura de la adsorción de Pb con *Rhodococcus* sp.; se determinó que solamente la concentración de adsorbente es el parámetro estadísticamente significativo en el proceso.

Estas diferencias observadas en los diversos estudios se relacionan con las distintas características del microorganismo y afinidad del metal evaluado.

Caracterización del *R. opacus*



La variación del PZ de las muestras evaluadas (presentada en Figura 2) es coherente si suponemos una atracción electrostática entre los cationes metálicos y la superficie bacteriana. En la Figura 2 se observa que la bioadsorción de Co(II) y Mn(II) altera el comportamiento de la curva de PZ de la BPT. Asimismo, es notorio un leve desplazamiento del punto isoeléctrico (PIE) con un pH inicial de 2.95 hacia valores de pH mayores de 3.15 para la bioadsorción de Co(II) y mayores de 3.0 para el Mn(II).

Según la literatura, la adsorción afecta tanto a los grupos funcionales enlazados al metal como a la carga eléctrica del bioadsorbente; mientras que el incremento de pH se relaciona con el aumento de la carga negativa de la superficie microbiana (Prithviraj *et al.*, 2014).

La reducción de la carga superficial negativa, principalmente después de la bioadsorción de Co(II) y levemente en caso del Mn(II), indicaría una mayor interacción de los iones Co(II) con la bacteria; además, según lo observado, los cationes presentes en la solución no anulan totalmente la carga bacteriana, es decir, no todos los sitios activos de la bacteria fueron ocupados.

Luego de la bioadsorción de Co(II) y Mn(II) se produjeron valores de PZ casi constantes (~ -9.5 mV) a valores de pH superiores a 3.5 para BPT + Co; mientras que valores superiores de pH 4.9 generó valores de carga próximos a -18.0 mV para BPT + Mn. Este comportamiento sugiere que

la atracción electrostática y adhesión química son los principales mecanismos del proceso de bioadsorción.

La carga negativa predominante en la superficie bacteriana se atribuye a la presencia de grupos funcionales, a la desprotonación de los mismos, al aumento del pH y al pretratamiento realizado a la bacteria. En este último caso, se verificó que la BPT mejora la bioadsorción de metales pesados debido a la eliminación de lípidos y proteínas que obstruyen los sitios activos de la pared bacteriana (Abdoun-Ouallouche, Djefal-Kerrar, Amrani, & Zerrouki, 2014).

Según los resultados del análisis MEB-EDS, en la Figura 3 (a-c), el pretratamiento realizado a la bacteria, así como la posterior bioadsorción, no alteran la morfología de la misma. El C y O presentes en el EDS son elementos representativos de células bacterianas (Rahman, Thomas, & Singh, 2019). Estos elementos forman parte de las proteínas y carbohidratos presentes en el *R. opacus*; mientras que la presencia de oro detectado es propia del método aplicado en la preparación de la muestra para el análisis MEB/EDS, tal como lo indicado por Rahman, Thomas y Singh (2019). Las Figuras 3b y 3c confirman la adsorción de Co(II) y Mn(II) sobre la superficie bacteriana.

Respecto a la caracterización mediante FTIR, la Figura 4 muestra los espectros del microorganismo antes y después de la bioadsorción. En el caso de la BPT + Co no se observaron alteraciones en las distribuciones

de los picos de absorción, lo cual indica que los enlaces bacteria-metal no son de naturaleza covalente (Ferraz, 2007). Respecto al BPT + Mn, las intensidades fueron ligeramente mayores a la BPT, sin mostrar alteraciones en las bandas de absorción, confirmando la interacción de los grupos funcionales con los cationes metálicos (Dmytryk, Saeid, & Chojnacka, 2014).

La presencia de bandas de absorción en la región próximas a $3\,292\text{ cm}^{-1}$ es característica del grupo hidroxilo ($-OH$). Asimismo, la región próxima a $2\,925$ y $2\,854\text{ cm}^{-1}$ demuestra la presencia de grupos $C-H$, especialmente grupos alquilos ($2\,925\text{ cm}^{-1}$) y aldehídos ($2\,854\text{ cm}^{-1}$) resultantes de las proteínas o carbohidratos provenientes de las paredes celulares (Li, Yang, Zhao, & Xu, 2007). Las amidas I y II (p. ej., $O=C-N-H$) son detectadas en las regiones cercanas a $1\,635$ y $1\,539\text{ cm}^{-1}$ respectivamente. La banda $1\,459$ se relacionan con los grupos $C-N$, y los picos cercanos a $1\,064\text{ cm}^{-1}$ pueden corresponder a enlaces del tipo $C-O$ (alcoholes primarios), así como a enlaces $C-N$ (aminas). Asimismo, los grupos carboxílicos son detectados cerca de $1\,396\text{ cm}^{-1}$ y los grupos fosfatos cerca de $1\,233\text{ cm}^{-1}$ como azúcares (Huang *et al.*, 2018).

Las muestras del bioadsorbente después del pretratamiento presentan bandas de absorción, más definidas, características de grupos carboxílicos ($1\,396\text{ cm}^{-1}$). Esta variación se debe a la incorporación de $OH-$ en el bioadsorbente y/o surgimiento de grupos funcionales que potencializan la adsorción de la bacteria.

Conclusiones

La aplicación de la bacteria inactiva *R. opacus* resulta un material adsorbente eficiente en la remoción de metales Co(II) y Mn(II). El incremento de pH y la concentración de la bacteria se relacionan con los incrementos en los porcentajes de remoción de ambos metales; mientras que los incrementos de la concentración inicial del metal tienen un efecto contrario respecto a la remoción. Respecto a la adsorción, los parámetros que tienen un efecto estadísticamente significativo son el tiempo de contacto, para ambos metales, y concentración del *R. opacus* para el Co(II).

Se caracterizó y confirmó la adsorción de los iones metálicos sobre la superficie bacteriana mediante análisis de MEB-EDS, PZ y FTIR.

Son necesarios estudios cinéticos y termodinámicos para conocer con mayor profundidad los mecanismos involucrados en la bioadsorción.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer al Consejo Nacional de Investigación de Brasil (CNPq) y a la Fundación de Investigación del Estado de Río de Janeiro (FAPERJ) por el apoyo brindado. A los docentes y amigos de la PUC-Río y Universidad César Vallejo, campus San Juan de Lurigancho, por los aportes estadísticos, especialmente al profesor Antonio Serpa Barrientos.

Referencias

- 2540 Solids. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). DOI: 10.2105/SMWW.2882.030. Recuperado de <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.030>
- Abbas, M., Kaddour, S., & Trari, M. (2014). Kinetic and equilibrium studies of cobalt adsorption on apricot stone activated carbon. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20(3), 745-751. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.06.030>
- Abdoun-Ouallouche, K., Djefal-Kerrar, A., Amrani, S., & Zerrouki, S. (2014). Removal of lead and mercury from aqueous solutions by pretreated *Rhizopus stolonifer* biomass. *IPCBEE*, 65 (1), 1-6.
- Anagnostopoulou, V. A., Vlachou, A., & Symeopoulos, B. D. (2015). Immobilization of *Saccharomyces cerevisiae* on low-cost

lignocellulosic substrate for the removal of Cd²⁺ from aquatic systems. *Journal of Environment and Biotechnology Research*, 1(1), 23-29.

Angelini, M. E., Heuvelink, G. B., & Kempen, B. (2017). Multivariate mapping of soil with structural equation modelling. *European Journal of Soil Science*, 68, 575-591. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/ejss.12446>

Arivalagan, P., Singaraj, D., Haridass, V., & Kaliannan, T. (2014). Removal of cadmium from aqueous solution by batch studies using *Bacillus cereus*. *Ecological Engineering*, 71, 728-735. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.08.005>

Bankar, A., & Nagaraja, G. (2018). Chapter 18. Recent trends in biosorption of heavy metals by actinobacteria. In: *New and future developments in microbial biotechnology and bioengineering* (pp. 257-275). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

Barquilha, C. E., Cossich, E. S., Tavares, C. R., & Silva, E. A. (2019). Biosorption of nickel (II) and copper (II) ions by *Sargassum* sp. in nature and alginate extraction products. *Bioresource Technology Reports*, 5, 43-50. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.11.011>

Barrio-Parra, F., Elío, J. E., De-Miguel, J., García-González, E., Izquierdo, M., & Álvarez, R. (2017). Environmental risk assessment of cobalt

and manganese from industrial sources in an estuarine system. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(2), 737-748. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10653-017-0020-9>

Bundschuh, J., Litter, M., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H., Jean, J-S., Lui, C-W., López, D., Armienta, M. A., Guilherme, L. R. G., Cuevas, A. G., Cornejo, L., Cumbal, L., & Toujaguez, R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the total Environment*. 429, 2-35. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.024>

Cayllahua, J., & Torem, M. L. (2010). Biosorption of aluminum ions onto *Rhodococcus opacus* from wastewaters. *Chemical Engineering Journal*, 161(1-2), 1-8. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.025>

Colagar, A. H., Azizi, N. S., & Hafeziyan, S. M. (2011). Biosorption of cobalt from aqueous solutions by wet and dried biomass of *Oscillatoria* sp. *Journal of Chemical Engineering of Japan*. ID: 11we228. Recuperado de <https://doi.org/10.1252/jcej.11we228>

Costas, F. T., & Tavares, T. (2016). Biosorption of nickel and cadmium in the presence of diethyl ketone by a *Streptococcus equisimilis* biofilm supported on vermiculite. *International Biodeterioration &*

- Biodegradation*, 115, 119-132. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.08.004>
- Dharanguttikar, A. (2018). *Biosorption of cobalt by using pseudomonas Aeruginosa bacterial strain* (Master These). University of South of Florida, USA.
- Díaz-Alarcón, J. A., Alfonso-Pérez, M. P., Vergara-Gómez, I., Díaz-Lagos, M., & Martínez-Ovalle, S. A. (2019). Removal of iron and manganese in groundwater through magnetotactic bacteria. *Journal of Environmental Management*, 249, 109381. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109381>
- Djoudi, N., Le-Page-Mostefa, M., & Muhr, H. (2019). Precipitation of cobalt salts for recovery in leachates. *Chemical Engineering & Technology*, 42, 1492-1499. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/ceat.201800696>
- Dmytryk A., Saeid, A., & Chojnacka, K. (2014). Biosorption of microelements by spirulina: Towards technology of mineral feed supplements. *The Scientific World Journal*, 2014, ID 356328. Recuperado de <https://doi.org/10.1155/2014/356328>
- Dobrowolski, R., Szcześ, A., Czemińska, M., & Jarosz-Wikołazka, A. (2017). Studies of cadmium (II), lead (II), nickel (II), cobalt (II) and chromium (VI) sorption on extracellular polymeric substances produced by *Rhodococcus opacus* and *Rhodococcus rhodochrous*.

- Bioresource Technology*, 225, 113-120. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.040>
- Escudero, L. B., Quintas, P. Y., Wuilloud, R. G., & Dotto, G. L. (2019). Recent advances on elemental biosorption. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 409-417. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0816-6>
- Esmaeili, A., & Beni, A. A. (2015). Biosorption of nickel and cobalt from plant effluent by *Sargassum glaucescens* nanoparticles at new membrane reactor. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(6), 2055-2064. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0744-3>
- Ferraz, A. (2007). *Utilização de sub-produtos da indústria cervejeira na remoção de cromo trivalente de soluções aquosa* (Tese de doutorado). Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, Portugal.
- Grace, J. S., Schoolmaster, D. R., Guntenspergen, G. R., Little, A. M., Mitchell, B. R., Miller, K. M., & Schwiger, E. W. (2012). Guidelines for a graph-theoretic implementation of structural equation modeling. *Ecosphere*, 3(8), 73. Recuperado de <https://doi.org/10.1890/ES12-00048.1>
- Gourdon, R., Bhende, S., Rus, E., & Sofer, S. (1990). Comparison of cadmium biosorption by gram-positive and gram-negative bacteria

- from activated sludge. *Biotechnology Letters*, 12, 839-842. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/BF01022606>
- Guittard, A., Baraer, M., McKenzie, J. M., Mark, B. G., Wigmore, O., Fernandez, A.,... & Young, K. R. (2017). Trace-metal contamination in the glacierized Rio Santa watershed, Peru. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(12), 1-16. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6353-0>
- Hasan, H., Abdullah, S., Kofli, N., & Yeoh, S. (2016). Interaction of environmental factors on simultaneous biosorption of lead and manganese ions by locally isolated *Bacillus cereus*. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 37, 295-305. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.03.038>
- Hu, X., Cao, J., Yang, H., Li, D., Qiao, Y., Zhao, J., Zhang, Z., & Huang, L. (2020). Pb²⁺ biosorption from aqueous solutions by live and dead biosorbents of the hydrocarbon-degrading strain *Rhodococcus* sp. HX-2. *Plos One*, 15(1), e0226557. Recuperado de <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226557>
- Huang, H., Zhao, Y., Xu, Z., Ding, Y., Zhang, W., & Wu, L. (2018). Biosorption characteristics of a highly Mn(II)-resistant *Ralstonia pickettii* strain isolated from Mn ore. *Plos One*, 13(8), e0203285. Recuperado de <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203285>

- Jacob, J. M., Karthik, C., Saratale, R. G., Kumar, S. S., Prabakar, D., Kadirvelu, K., & Pugazhendhi, A. (2018). Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. *Journal of Environmental Management*, 217, 56-70. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.077>
- Jobby, R., Jha, P., Yadav, A., & Desai, N. (2018). Biosorption and biotransformation of hexavalent chromium [Cr(VI)]: A comprehensive review. *Chemosphere*, 207, 255-266. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.050>
- Li, F. T., Yang, H., Zhao, Y., & Xu, R. (2007). Novel modified pectin for heavy metal adsorption. *Chinese Chemical Letters*, 18(3), 325-328. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cclet.2007.01.034>
- Mathivanan, K., Rajaram, R., & Annadurai, G. (2018). Biosorption potential of *Lysinibacillus fusiformis* KMNTT-10 biomass in removing lead (II) from aqueous solutions. *Separation Science and Technology*, 53(13), 1991-2003. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01496395.2018.1442863>
- Mack, C., Wilhelmi, B., Duncan, J. R., & Burgess, J. E. (2007). Biosorption of precious metals. *Biotechnology Advances*, 25(3), 264-271. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.01.003>
- Minagri, Ministerio de Agricultura e Irrigación. (2013). *Plan Nacional de Recursos Hídricos del Perú. Memoria 2013*. Lima, Perú: Ministerio de

Agricultura e Irrigación. Recuperado de
<http://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/224>

Nascimento-Do, J. M., De-Oliveira, J. D., Rizzo, A. C., & Leite, S. G. (2019). Biosorption Cu (II) by the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *Biotechnology Reports*, 21, e00315. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.btre.2019.e00315>

Negm, N., El-Sheikh, R., El-Farargy, A., Hefni, H., & Bekhit, M. (2015). Treatment of industrial wastewater containing copper and cobalt ions using modified chitosan. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 526-534. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.03.015>

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development, OECD/ECLAC. (2017). *OECD Environmental Performance Reviews: Peru 2017, OECD Environmental Performance Reviews*. Paris, France: OECD Publishing, Organization for Economic Cooperation and Development, OECD/ECLAC.

Özdemir, S., Kılınç, E., Poli, A., & Nicolaus, B. (2013). Biosorption of Heavy Metals (Cd^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} , and Mn^{2+}) by *Thermophilic bacteria*, *Geobacillus thermantarcticus* and *Anoxybacillus amylolyticus*: Equilibrium and kinetic studies. *Bioremediation Journal*, 17(2), 86-96. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10889868.2012.751961>

- Prithviraj, D., Deboleena, K., Neelu, N., Noor, N., Aminur, R., Balasaheb, K., & Abul, M. (2014). Biosorption of nickel by *Lysinibacillus* sp. BA2 native to bauxite mine. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107, 260-268. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.06.009>
- Quiton, K. G., Doma, B., Futalan, C. M., & Wan, M. W. (2018). Removal of chromium(VI) and zinc(II) from aqueous solution using kaolin-supported bacterial biofilms of Gram-negative *E. coli* and Gram-positive *Staphylococcus epidermidis*. *Sustainable Environment Research*, 28(5), 206-213. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.04.002>
- Rahman, Z., Thomas, L., & Singh, V. P. (2019). Biosorption of heavy metals by a lead (Pb) resistant bacterium, *Staphylococcus hominis* strain AMB-2. *Journal of Basic Microbiology*, 59(5), 477-486. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/jobm.201900024>
- Rose, A., Fabbro, L., & Kinnear, S. (2017). Hydrogeochemistry in a relatively unmodified subtropical catchment: Insights regarding the health and aesthetic risks of manganese. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 13, 152-167. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.08.008>
- Sedlakova-Kadukova, J., Kpcakova, A., L. Gresakova, L., Godany, A., & Pristas, P. (2019). Bioaccumulation and biosorption of zinc by a novel

- Streptomyces* K11 strain isolated from highly alkaline aluminium brown mud disposal site. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 167, 204-211. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.123>
- Silva, R. M., Rodríguez, A. A., Gómez, J. M., & Cantero, D. (2009). Biosorption of chromium, copper, manganese and zinc by *Pseudomonas aeruginosa* AT18 isolated from a site contaminated with petroleum. *Bioresource Technology*, 100(4), 1533-1538. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.057>
- Silvas, F. P. C., Buzzi, D. C., Espinosa, D. C. R., & Tenório, J. A. S. (2011). Biossorção de metais presentes na DAM utilizando *Rhodococcus opacus*. *Rem: Revista Escola de Minas*, 64(4), 487-492. Recuperado de <https://doi.org/10.1590/S0370-44672011000500014>
- Tajer-Mohammad-Ghazvini, P., Kasma-Kermanshahi, R., Nozad-Golikand, A., Sadeghizadeh, M., Ghorbanzadeh-Mashkani, S., & Dabbagh, R. (2016). Cobalt separation by *Alphaproteobacterium* MTB-KTN90: Magnetotactic bacteria in bioremediation. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 39(12), 1899-1911. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00449-016-1664-z>
- Vishan, I., Saha, B., Sivaprakasa, S., & Kalamdhad, A. (2019). Evaluation of Cd (II) biosorption in aqueous solution by using lyophilized biomass of novel bacterial strain *Bacillus badius* AK: Biosorption

kinetics, thermodynamics and mechanism. *Environmental Technology Innovation*, 14, 1000323. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100323>

Volesky, B. (2003). *Sorption and biosorption*. Montreal, Canada: BV Sorbex.

Wang, N., Qiu, Y., Xiao, T., Wang, J., Chen, Y., Xu, X., Kang, Z., Fan, L., & Yu, H. (2019). Comparative studies on Pb (II) biosorption with three spongy microbe-based biosorbents: High performance, selectivity and application. *Journal of Hazardous Materials*, 373, 39-49. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.056>

Yuan, W., Cheng, J., Huang, H., Xiong, S., Gao, J., Zhang, J., & Feng, S. (2019). Optimization of cadmium biosorption by *Shewanella putrefaciens* using a Box-Behnken design. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 175, 138-147. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.057>

Yüzer, H., Kara, M., Sabah, E., & Çelik, M. S. (2008). Contribution of cobalt ion precipitation to adsorption in ion exchange dominant systems. *Journal of Hazardous Materials*, 151(1), 33-37. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.052>.

Zhenggang, X., Yi, D., Huimin, H., Liang, W., Yunlin, Z., & Guiyan, Y. (2018). Biosorption characteristics of Mn(II) by *Bacillus cereus* strain HM-5 isolated from soil contaminated by manganese ore. *Polish*

Journal Environmental Studies, 28(1), 463-472. Recuperado de <https://doi.org/10.15244/pjoes/84838>

Ziagova, M., Dimitriadis, G., Aslanidou, D., Papaioannou, X., Litopoulou-Tzannetaki, E., & Liakopoulou-Kyriakides, M. (2007) Comparative study of Cd(II) and Cr(VI) biosorption on *Staphylococcus xylosus* and *Pseudomonas* sp. in single and binary mixtures. *Bioresource Technology*, 98(15), 2859-2865. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.09.043>

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-06

Artículos

Metodología de ponderación morfométrica e hidrogeoquímica para clasificar la susceptibilidad a la meteorización química en las subcuencas del río Caplina, Tacna, Perú

Morphometric and hydrogeochemical weighting methodology to classify susceptibility to chemical weathering in the sub-basins of the Caplina River, Tacna, Peru

Alissa Vera¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0939-6315>

Mahendra P. Verma², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6559-7184>

Edwin Pino-Vargas³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7432-4364>

German Huayna⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4518-1023>

¹Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú,
averam@unjbg.edu.pe



²Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias, Cuernavaca, Morelos, México / Universidad Politécnica de Nochixtlán "Abraham Castellanos", Asunción Nochixtlán, Oaxaca, México, mpv55.mx1@gmail.com

³Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú, epinov@unjbg.edu.pe

⁴Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú, ghuaynaf@unjbg.edu.pe

Autora para correspondencia: Alissa Vera, averam@unjbg.edu.pe

Resumen

Se formula una metodología de ponderación heurística para clasificar la susceptibilidad a la meteorización química en la cuenca del Caplina desde dos enfoques: hidrogeoquímico y geológico morfométrico. El objetivo principal fue estudiar la recarga hidrológica de una cuenca árida con meteorización química diferencial de formaciones geológicas en contacto debido a la salinización del flujo de agua.

Los parámetros en el enfoque morfométrico se analizaron en dos índices propuestos: (1) recarga histórica, a partir de los parámetros de forma y curva hipsométrica; (2) velocidad de escurrimiento en pendientes



bajas (3-12 %), con densidad de drenaje $< 0.8 \text{ km}^{-1}$. Según su morfometría, las subcuencas Caplina y Magollo son más susceptibles a la meteorización química en la cuenca Caplina. Se interrelacionó la geoquímica (litología, minerales alterables y presencia de alteración hidrotermal) e hidrogeología (porosidad y permeabilidad).

Para la validación de la metodología se utilizó el inventario de muestras hidroquímicas del Servicio Geológico Peruano (Ingemmet) y la clasificación resultante de ponderaciones determinó 80 % de fuentes subterráneas y superficiales en la cuenca están salinizadas predominantemente en unidades hidrogeológicas de alta y media susceptibilidad a la meteorización. El mapa final generado a escala 1:500 000 identifica dichas unidades hidrogeológicas: (1) acuíferos fisurados con alteración hidrotermal en las formaciones Chachacumane, Chulluncane, Huilacollo, Volcánico Barroso, aportando tendencias cálcicas sulfatadas en el 41.2 % del total de muestras; (2) acuitardos intrusivos en las formaciones Yarabamba y Challaviento, que influyen en oxidación de sulfuros en la hidroquímica del 17.6 % de muestras. Asimismo, se identifican los acuitardos de origen volcánico de susceptibilidad media a la meteorización, con un considerable aporte sódico en el 20.6 % de muestras del estudio.

Palabras clave: meteorización química, susceptibilidad, salinización, ponderación, morfometría, hidrogeología e hidrogeoquímica.



Abstract

A heuristic weighting methodology is formulated to classify the susceptibility to chemical weathering in the Caplina basin from two approaches: hydrogeochemical and geological morphometric. The main objective was to study the hydrological recharge of an arid basin with differential chemical weathering of geological formations in contact due to the salinization of water flow.

The parameters in the morphometric approach were analyzed in two proposed indices: (1) historical reload, from the parameters of shape and hypsometric curve; (2) runoff speed with low slopes (3-12 %), drainage density $< 0.8 \text{ km}^{-1}$. According to their morphometry, the Caplina and Magollo sub-basins are more susceptible to chemical weathering in the Caplina basin.

For the validation of the methodology, the inventory of hydrochemical samples of the Peruvian Geological Service (Ingemmet) was used. The resulting classification of weights determined about 80 % of underground and surface sources in the basin are predominantly salinized in hydrogeological units of high and medium susceptibility to weathering. The final map generated at a scale of 1:500 000 identifies two hydrogeological units with high susceptibility to weathering: (1) fissured aquifers with



hydrothermal alteration, in the Chachacumane, Chulluncane, Huilacollo, Volcánico Barroso formations, contributing calcium sulfate trends in 41.2 % of the total samples; (2) intrusive aquitards, in the Yarabamba and Challaviento formations, which influence the oxidation of sulfides in the hydrochemistry of 17.6 % of the samples. Likewise, aquitards of the volcanic origin of medium susceptibility to weathering are identified, with a considerable sodium contribution in 20.6 % of the study samples.

Keywords: Chemical weathering, susceptibility, salinization, weightings, morphometry, hydrogeology, and hydrogeochemistry.

Recibido: 26/10/2020

Aceptado: 09/06/2021

Introducción



El estado actual de conocimiento lleva a interrelacionar la topografía y el drenaje de los ríos, junto con la textura mineralógica y geoquímica sobre el transporte de sedimentos, que experimentan meteorización en cuencas variable a las condiciones climáticas (Kanhaiya, Singh, Singh, Mittal, & Srivastava, 2019). El balance de masa basado en el cálculo de cationes por Li, Han, Liu, Yang y Liu (2019) demuestra que la meteorización por silicatos, carbonatos, aportes atmosféricos y factores antrópicos contribuyen a la carga disuelta en el agua de los ríos. Este incremento natural es atribuible también al transporte a través de litologías de particular composición mineralógica, temperatura del medio geológico, tiempo de contacto y longitud de recorrido (Custodio & Llamas, 1983; Molina, 2005). Asimismo, el proceso de mezcla del agua subterránea, agua meteórica y glaciar deja huellas de la variación estacional en la hidroquímica de las cuencas (Ansari, Ahmad, & Khan, 2019).

La cuenca Caplina corresponde a una unidad hidrográfica de la vertiente del Pacífico al sur del Perú. El proceso de salinización en el agua superficial y subterránea de la cuenca expone un exceso de elementos químicos pesados como As, Hg, Pb en su cauce principal (Pino *et al.*, 2017; ANA, 2011). La contaminación geogénica se genera por emanaciones hidrotermales en el NE de la cuenca identificada como zona de recarga. (Pino *et al.*, 2017; Pino, Montalván, Vera, & Ramos, 2019a).



En la Figura 1 se observa la ubicación de la cuenca en la cabecera del desierto de Atacama, al extremo sur de Perú y norte de Chile. Esta región tiene clima hiperárido y su hiperaridez se atribuye a su ubicación subtropical (Pino, Ramos, Mejía, Chávarri, & Ascensios, 2020; Pino *et al.*, 2019a; Pino *et al.*, 2019b; Pino, 2019; Pino, Chávarri, & Ramos, 2018; Pino *et al.*, 2017; Garreaud, Molina, & Farias, 2010; Garreaud, Vuille, & Clement, 2003) y, por tanto, lenta recarga hidrológica (Foster, Tuinhof, Kemper, Garduno, & Nanni, 2003; Narvaez-Montoya *et al.*, 2022). La baja velocidad de flujo predispone las reacciones químicas en el contacto agua-roca e induce a una baja erosión de sedimentos. Convirtiéndose el contacto agua-roca en el principal agente salinizante; por lo tanto, la erosión de sedimentos no será tomada en cuenta en el presente caso de estudio.

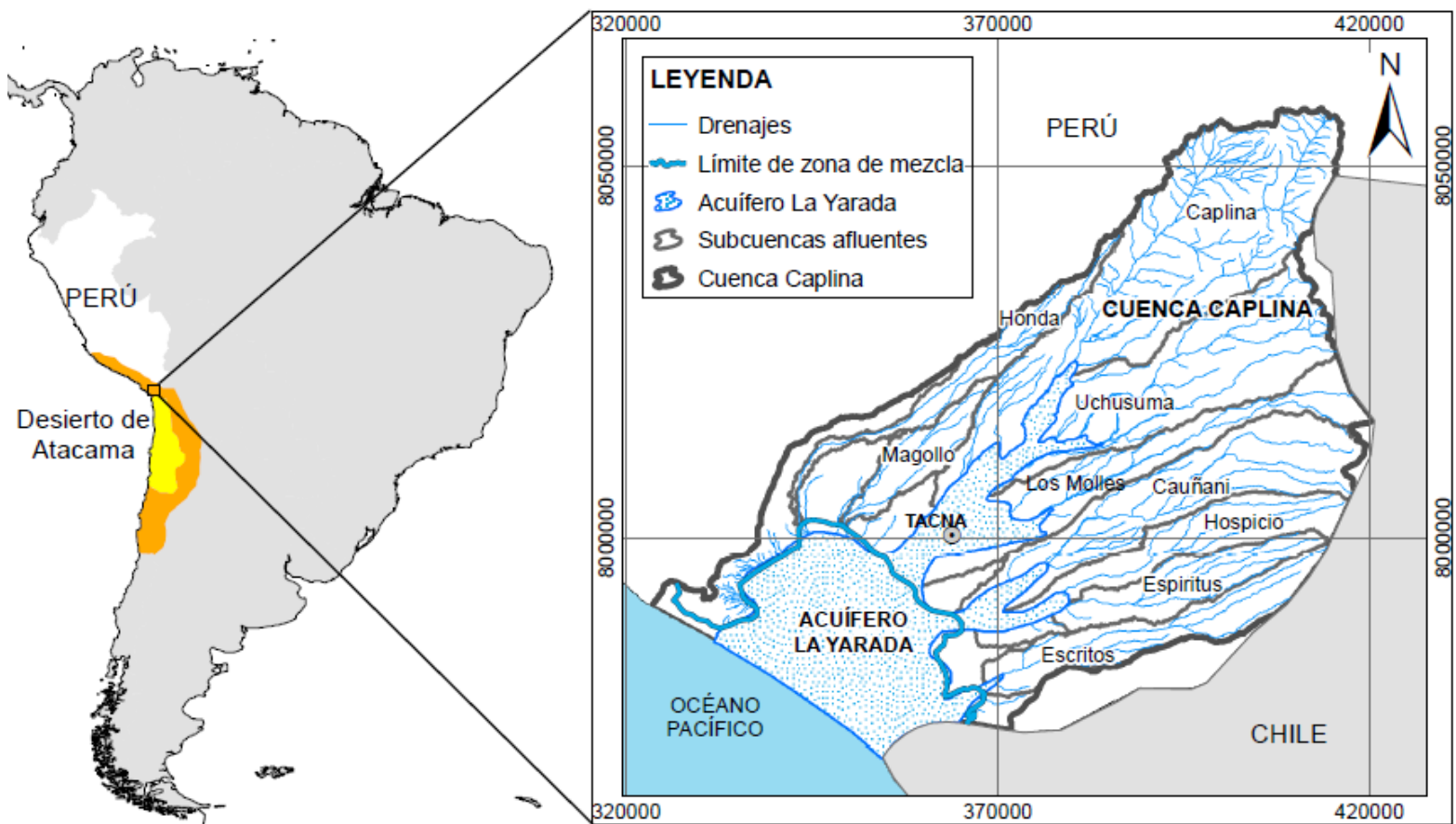


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Caplina en el desierto de Atacama y su división en nueve subcuencas.

La contaminación geogénica y el clima árido están asociados con la salinización natural en las subcuencas del río Caplina. El presente estudio tiene como objetivo formular una metodología heurística para clasificar la

susceptibilidad a la meteorización química en la cuenca Caplina desde dos enfoques: morfométrico e hidrogeoquímico.

El método heurístico pondera variables para estimar vulnerabilidad y susceptibilidad aplicado en la cuantificación del peligro de erosión del suelo propuesta por Rajbanshi y Bhattacharya (2020), y Adhami y Hamidreza (2016), con priorización espacial de las subcuencas; también Manfreda *et al.* (2014) ponderaron tres enfoques geomórficos para la identificación de áreas propensas a inundaciones; y se tiene la evaluación de susceptibilidad por movimientos en masa (Secretaría de Gestión de Riesgos, 2015). En este estudio, el mecanismo de ponderación se fundamenta en el análisis morfométrico, hidrogeológico e hidrogeoquímico frente al proceso de salinización del flujo por meteorización química en la cuenca Caplina.

Materiales y métodos



Adhami y Hamidreza (2016) determinaron cinco factores independientes en el rendimiento de sedimentos: fisiográfico, geológico, climático, uso de la tierra e hidrológico. Pacheco y Van der Weijden (Pacheco & Van der Weijden, 2012; Pacheco & Van der Weijden, 2014) propusieron un algoritmo de meteorización que integra datos topográficos, hidrológicos, estructura rocosa y químicos para calcular las tasas de meteorización a escala de cuenca.

Considerando los factores anteriores, los enfoques de ponderación de la cuenca del Caplina fueron morfométrico y geológico. Bransford y Stein (1987) propusieron un método heurístico morfométrico, y describieron reglas empíricas para evaluar los efectos de una actividad.

Caracterización hidrológica

La recarga por precipitaciones en la cuenca Caplina es escasa hace varias décadas (Motta-Zamulloo, 1990). El clima árido en una cuenca hidrográfica



se relaciona con un régimen lento de recarga (Foster *et al.*, 2003), por lo que es imprescindible estudiar la precipitación y su relación con la morfometría de las subcuencas como un producto de la recarga a largo plazo. La precipitación media anual en la región es relativamente baja. En tal sentido, se elaboró un mapa de isoyetas de la cuenca Caplina con data del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (Senamhi), interpolando 25 estaciones meteorológicas de la región sur.

Adicionalmente, se seleccionaron seis estaciones representativas dentro de la cuenca y por medio de histogramas se grafica la variabilidad de la precipitación media mensual.

Asimismo, Zomlot, Verbeiren, Huysmans y Batelaan (2015) postularon las condiciones de recarga y variación de flujo superficial influenciadas por la topografía, pendiente, área de drenaje, precipitación, temperatura, evapotranspiración, porcentaje de arena en el suelo y el tipo de uso de la tierra. Los parámetros morfométricos se calcularon mediante índices de recarga e índices de caudal para caracterizar la hidrología de las subcuencas.

Caracterización y análisis morfométrico



Strahler (1957) propuso el análisis morfométrico como complementario al análisis de precipitación para predecir el efecto de la geometría de la cuenca en los procesos físicos complejos y el comportamiento hidrológico durante los periodos de sequía. La morfometría de una cuenca organiza espacialmente los depósitos que controlan la duración del anegamiento (Mourier, Walter, & Merot, 2008). Durante el flujo, el agua produce meteorización física (erosión) y química (hidratación, hidrólisis, reducción de óxidos), provocando la disolución de las rocas (Pino *et al.*, 2017; Catalan, 1981).

Para el análisis morfométrico sectorizado, la cuenca del Caplina se dividió en nueve subcuencas tributarias: Honda, Magollo, Caplina, Uchusuma, Los Molles, Cauñani, Hospicio, Espíritus y Escritos (Figura 1); utilizando el modelo de elevación digital (DEM) con una resolución de 12.5 m por píxel (Shuttle Radar Topography Mission, NASA).

Los parámetros morfométricos se agruparon en clases, con pesos de 0 a 7. El valor 0 indica la menor incidencia, mientras que el valor 7 representa la mayor incidencia de recarga o contacto agua-roca.

Índices morfométricos de recarga

Para la determinación de los índices de recarga se seleccionaron los parámetros morfométricos que permiten identificar las áreas drenadas con mayor recarga en una cuenca, esto proporciona una evidencia de su magnitud reflejado en la forma de la cuenca y en los miles de años en los que se dieron estos procesos.

El **coeficiente de compacidad (K_c)** relaciona el perímetro (P) de la cuenca con el de un círculo teórico de área (A) equivalente a la cuenca (Gravelius, 1914):

$$K_c = 0.282 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Según Gaspari *et al.* (2012), K_c está estrechamente relacionado con los tiempos de concentración y clasifica la forma de la cuenca (Tabla 1).

Tabla 1. Ponderación por clasificación de coeficiente de compacidad (Gaspari et al., 2012; Ortiz, 2004).

Clasificación de forma	K_c	Peso
Casi redonda a oval-redonda	1-1.25	4
Oval redonda a oval- alargada	1.25-1.5	3
Oval alargada a rectangular oblonga	1.5-1.75	2
Rectangular	1.75-2.25	1
	> 2.25	0

La compacidad está directamente relacionada con la ocurrencia de crecidas. Una cuenca alargada tendrá menor probabilidad de generar crecientes que un área compacta con un factor de forma mayor (Henao, 1988).

La relación de elongación (Re) es la relación entre el diámetro de un círculo con área igual a la cuenca (d) y la longitud máxima del cauce principal de la cuenca (L_c), propuesta por Schumm (1956):

$$Re = \frac{d}{L_c}$$



Valores inferiores a la unidad implican formas alargadas (Tabla 2); pequeño Re sugiere una forma más alargada de la cuenca (Jardí, 1985).

Tabla 2. Ponderación por clasificación de relación de elongación (Jardí, 1985).

Relación	Re		Forma	Peso
$L_c < d$	< 1	< 0.25	Muy alargada	0
		> 0.25	Alargada	1
$L_c > d$	= 1		Oval	2
$L_c = d$	> 1		Redonda	3

La **curva hipsométrica** representa el área drenada en función de la altitud de la superficie de la cuenca. Según Strahler (1952a), la forma de la curva se asocia con las edades de los ríos. En la Tabla 3 se muestran los valores para la ponderación de ríos según su edad a partir de su clasificación hipsométrica. Tendrán mayor ponderación los cauces de mayor antigüedad, al ser proporcionales al tiempo de recarga histórica.

Tabla 3. Ponderación por edad de los ríos a partir de la forma de su curva Hipsométrica



Edad de los ríos	Peso
Río joven	1
Río maduro	2
Río viejo	3

Índices morfométricos de velocidad de flujo superficial

Estos índices aportan información de la velocidad del escurrimiento superficial (Strahler, 1952b; Camino *et al.*, 2018). Si la velocidad de esorrentía disminuye, el flujo tiene mayor contacto con las litofacies, por lo que se seleccionaron parámetros que describen el comportamiento del flujo superficial y subterráneo.

La **pendiente media (S_c)** influye en el comportamiento del cauce principal. Las cuencas de mayor pendiente tienden a responder con mayor celeridad ante las precipitaciones al aumentar sus caudales (Horton, 1945). Se calcula con la siguiente fórmula, donde $\sum Li$ es la suma de las longitudes



de las curvas de nivel (km); E , la equidistancia entre curvas de desnivel (km), y A es la superficie de la cuenca (km²):

$$S_c = 100 \times \frac{(\sum Li)(E)}{A}$$

A su vez, la pendiente representa la variabilidad de los relieves clasificados por Ortiz (2004). Los relieves montañosos causan transporte rápido de los fragmentos de las rocas por la erosión física (Pino *et al.*, 2017), lo cual provoca un tiempo reducido para la desintegración química completa. Por lo tanto, en la Tabla 4 se ponderan con mayor valor las pendientes que favorezcan la interacción agua-roca.

Tabla 4. Ponderación del relieve según pendiente media y tipo de relieve. Modificado de Ortiz (2004).

Pendiente media (%)	Tipo de relieve	Peso
0-3	Plano	7

3-7	Suave	6
7-12	Medianamente accidentado	5
12-20	Accidentado	4
20-35	Fuertemente accidentado	3
35-50	Muy fuertemente accidentado	2
50-75	Escarpado	1
> 75	Muy escarpado	0

La **densidad de drenaje (Dd)** se establece en función de la longitud total de los cursos de agua en la cuenca (Li) y su área total (A) (Tabla 5):

$$Dd = \frac{\sum Li}{A}$$

Tabla 5. Ponderación de la densidad de drenaje. Modificado de Delgadillo y Páez (2008).

Red de drenaje	Densidad de drenaje (km^{-1})	Peso
----------------	--	------



Baja	< 1	< 0.5	3
		> 0.5	2
Moderada	1-2		1
Alta	> 2		0

Camino *et al.* (2018) señalan que el tiempo de escorrentía es menor para el intercambio iónico entre el flujo y la formación geológica para cuencas con mayor densidad de drenaje.

Caracterización geológica

A mayor tiempo de permanencia del flujo en el suelo, mayor será su salinidad (Sánchez, 2017). Sin embargo, el efecto es relativo, el agua en contacto con cloruro de sodio durante unas horas será más salina que otra



muestra en contacto con el cuarzo durante años; por ello la importancia de la geología del terreno por donde atraviesa el flujo subterráneo.

En el noreste de la cuenca Caplina predominan los controles estructurales de dirección NO-SE, producto de la deformación andina (Monge & Cervantes, 2000); la distribución transversal al drenaje de la cuenca Caplina (NE-SO) posiciona los controles como estructura condicionante para el almacenamiento del agua infiltrada por precipitación. La infiltración es direccionada por el lineamiento Caplina (NE-SO) hacia una zona de mezcla de las subcuencas afluentes (Figura 1), condicionada por el lineamiento Molles-Magollo.

En la caracterización geológica se describen las formaciones que afloran en las subcuencas con mayor tendencia a la meteorización química, su variabilidad litología, hidrogeoquímica e hidrogeológica. En la Tabla 6 y Tabla 7 se ponderan valores con base en la clasificación litológica, propiedades de almacenamiento y factores de medición cualitativa.

Tabla 6. Ponderación de propiedades físicas en el contacto agua-roca, según la clasificación hidrogeológica.

Clasificación hidrogeológica	Porosidad	Permeabilidad	Contacto agua-roca	Peso
------------------------------	-----------	---------------	--------------------	------

Acuitardos	Alta	Baja	Alto	3
Acuíferos	Alta	Alta	Moderado	2
Acuicludos	Alta	Muy baja	Moderado	1
Acuífugos	Muy baja	Muy baja	Bajo	0

Tabla 7. Ponderación de origen y clasificación litológica.

Litología y origen	Peso
Sedimentaria volcánica /calcárea	3
Sedimentaria aluvial	2
Plutónica	1
Metamórfica	0

Caracterización hidrogeológica



En la cuenca Caplina afloran intrusivos que modifican la permeabilidad y el comportamiento hidrogeológico de las formaciones geológicas; estas propiedades se relacionan con el tiempo de contacto agua-roca por la retención del flujo en los poros. Según la capacidad de almacenar agua (propiedad de porosidad) y su permeabilidad, las formaciones geológicas se clasifican en acuíferos, acuitardos, acuicludos y acuifugos (Custodio & Llamas, 1983; García & Fernández, 2009). La ponderación por clasificación hidrogeológica y propiedades físicas se muestra en la Tabla 6.

Caracterización geoquímica

El grado de interacción agua-roca depende de una serie de factores, como las propiedades hidráulicas y patrones locales de flujo, los cuales se ven influenciados por la litología donde atraviesa el agua subterránea, destacando la presencia de minerales alterables y alteración superficial; en la Tabla 7 se muestra la ponderación según su origen litológico y composición geoquímica.



Resultados

Comportamiento hidrológico en la morfometría

Los histogramas de precipitación de seis estaciones meteorológicas en la cuenca Caplina se presentan en orden ascendente de altitud en la Figura 3. Se observa la estación La Yarada, ubicada en el delta de la cuenca, con precipitación acumulada mensual muy baja a nula (pico máximo de 1 mm durante el mes de junio); la estación Calientes, ubicada en la zona media de la cuenca, registra precipitación acumulada de 30 mm/año; las estaciones Palca y Toquela, ubicadas a mayor altitud en la zona de recarga de la cuenca, de precipitación acumulada anual de 65 a 165 mm/año. En la



zona media y alta de la cuenca la precipitación trascendental para la recarga subterránea de la cuenca ocurre los primeros meses del año (Figura 2).

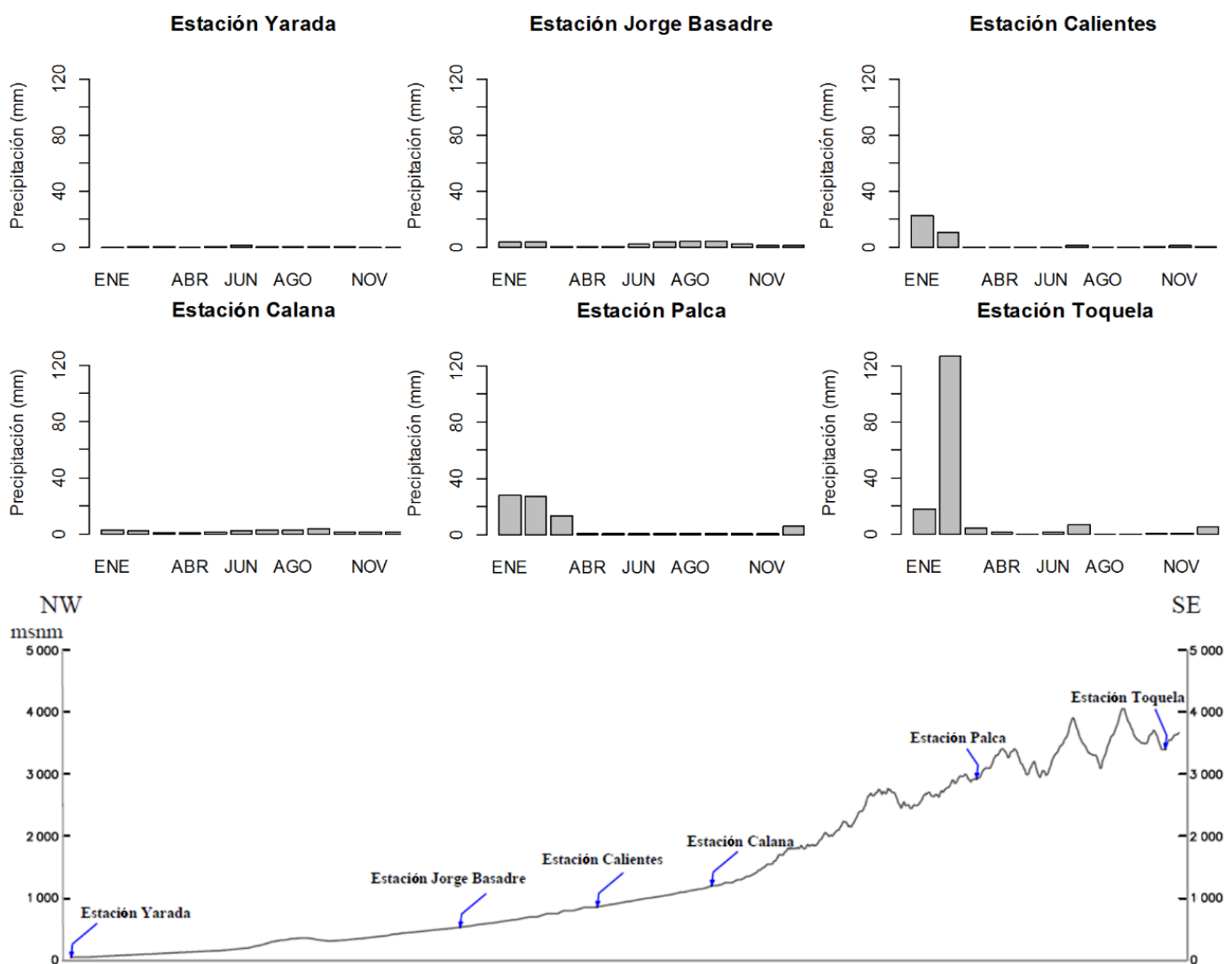


Figura 2. Histogramas de precipitación en las estaciones representativas en la cuenca durante 2019-2020.

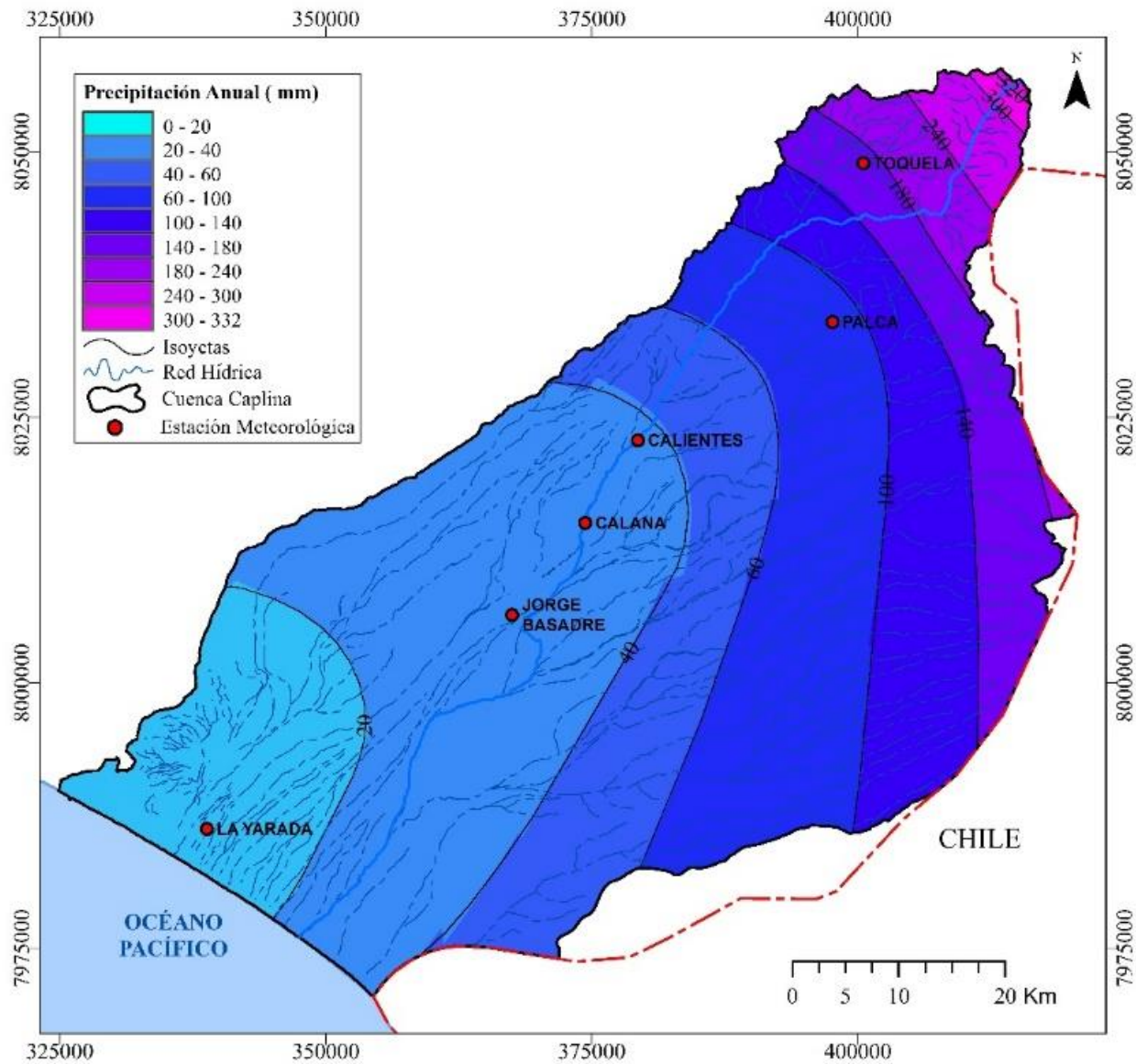


Figura 3. Isoyetas de precipitación en la cuenca Caplina.

En contraste, en el mapa de isoyetas (Figura 3) la precipitación anual varía entre 0 y 330 mm. La distribución de las franjas con mayor recarga es perpendicular a la orientación NE-SO de las subcuencas afluentes a la cuenca Caplina. En ese sentido es importante tener mayor detalle morfométrico por subcuenca.

Recarga por subcuencas

El coeficiente de compacidad en las subcuencas afluentes es superior a 1.75, clasificándose con forma alargada (Gaspari *et al.*, 2012). La relación de elongación es menor a la unidad, lo que corrobora que la forma de las subcuencas es alargada (Jardí, 1985). En este sentido, es conveniente identificar los valores mayores.

La Figura 4 (a,b) muestra las curvas hipsométricas típicas para diferentes tamaños de ríos y la cuenca del Caplina. Strahler (1952a) clasificó el canal principal de la cuenca del Caplina como maduro.

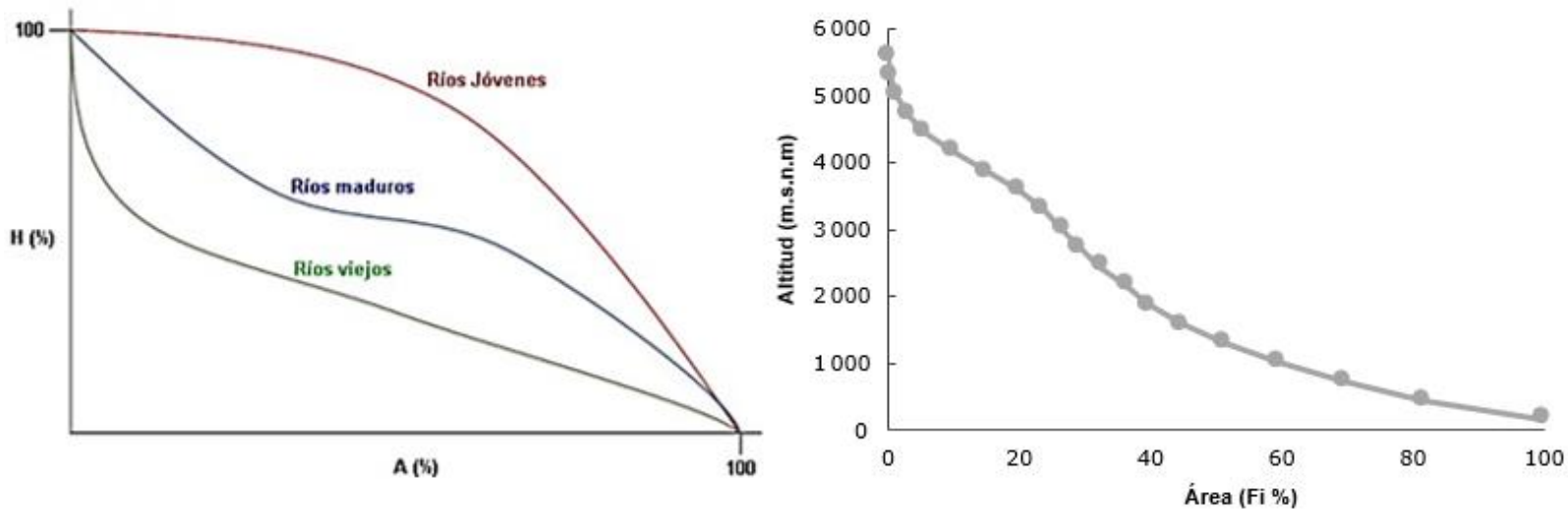


Figura 4. (a) Curva hipsométrica típica (Strahler, 1952a); (b) curva hipsométrica de la cuenca Caplina.

Velocidad de escorrentía y tiempo de contacto

La pendiente de la cuenca presenta tendencia general decreciente en sentido NE-SO. En la parte baja de la cuenca (SO), entre 0 y 1 000 msnm, la pendiente es 3 %, representando un relieve suave; en la parte alta (NE),



entre las cotas 1 200 y 5 400 msnm es 32 %, relieve fuertemente accidentado.

La ponderación de las pendientes se detalla en la Tabla 8, lo que permitió diferenciar los relieves de las subcuencas. Destaca la subcuenca Magollo de relieve suave; las demás subcuencas con mayor velocidad de flujo superficial son accidentadas y fuertemente accidentadas.

Tabla 8. Ponderación de los parámetros morfométricos frente a la meteorización química

	Parámetros morfométricos	Simbología	Unidades	Cuenca caplina	Subcuencas								
					Honda	Magollo	Caplina	Uchusuma	Los Molles	Cañani	Hospicio	Espíritus	Escritos
Índices de recarga (i) Forma de la cuenca	Coefficiente de compacidad por Gravelius (1914)	<i>K_c</i>	-	1.83	3.82	2.17	2.23	2.26	2.61	2.20	2.62	1.99	2.44
	Clasificación de <i>K_c</i> por Gaspari (2012)	<i>K_c</i>	-	Alargada	Alargada	Alargada	Alargada	Alargada	Alargada	Alargada	Alargada	Alargada	Alargada
	Escoger menores (valor: 1)	-	-	-	0	1	1	0	0	1	0	1	0
	Relación de elongación por Schumm (1956)	<i>Re</i>	-	0.70	0.24	0.44	0.39	0.39	0.33	0.40	0.34	0.40	0.34

		Clasificación de Re por Jardí, (1985)	-	-	Alargada	Muy alargada	Alargada	Muy alargada	Muy alargada	Muy alargada	Muy alargada	Muy alargada	Muy alargada	Muy alargada
		Escoger mayores (valor: 1)	-	-	-	0	1	1	1	0	1	0	1	0
	(ii). Relieve	Curva hipsométrica (Strahler, 1952a)	-	-	Ríos maduros	Ríos viejos	Ríos maduros	Río maduro	Río maduro	Río joven	Río joven	Río joven	Río maduro	Río maduro
		Ponderar con Tabla 3 (Strahler, 1952a)	-	-	-	3	2	2	2	1	1	1	2	2
Índices de flujo	(iii). Red de drenaje	Pendiente media (Horton, 1945)	S_e	%	27.02	21.19	10.57	37.78	32.83	27.02	30.39	33.78	37.67	34.80
		Clasificación de Sc por Ortiz (2004)	-	-	Fuertemente accidentado	Fuertemente accidentado	Medianamente accidentado	Muy fuertemente accidentado	Fuertemente accidentado	Fuertemente accidentado	Fuertemente accidentado	Fuertemente accidentado	Muy fuertemente accidentado	Fuertemente accidentado
		Ponderar con Tabla 3 (Ortiz, 2004)			3	3	5	2	3	3	3	3	2	2
		Densidad de drenaje (Camino <i>et al.</i> , 2018)	D_d	km/km²	0.72	0.56	0.61	0.45	0.58	0.42	0.60	0.54	0.56	0.46
		Clasificación de D_d por Delgadillo y Páez (2008)			Baja	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja
		Escoger menores (valor: 1)			-	2	2	3	2	3	2	2	2	3
Ponderación por subcuencas						8	11	9	8	7	8	5	8	7

La densidad de drenaje de la cuenca es 0.72 km^{-1} , lo que representa una respuesta hidrológica lenta. Esta relación varía en las subcuencas afluentes de 0.42 a 0.61 km^{-1} . Las subcuencas Caplina, Los Molles, Espíritus y Escritos presentan menores densidades de drenaje.

De acuerdo con los índices expuestos en la Tabla 8, la ponderación de los parámetros morfométricos sustenta el potencial de las subcuencas en generar meteorización química, por lo que a partir de los resultados de la Tabla 8 se define que el análisis geológico se hará únicamente para las subcuencas Caplina y Magollo, por presentar la mayor puntuación: 9 y 11, respectivamente.

Geología y meteorización en la subcuenca Caplina

En la subcuenca Caplina aflora la mayoría de intrusivos (Figura 5), generando zonas de alteración hidrotermal (Acosta, Alván, Mamani, Oviedo, & Rodríguez, 2010); la meteorización en estas áreas produce disolución de

los elementos químicos pesados que se encuentran en el agua. Además, en algunos manantiales el pH mínimo es 2.30 (Peña, Cotrina, & Acosta, 2009).

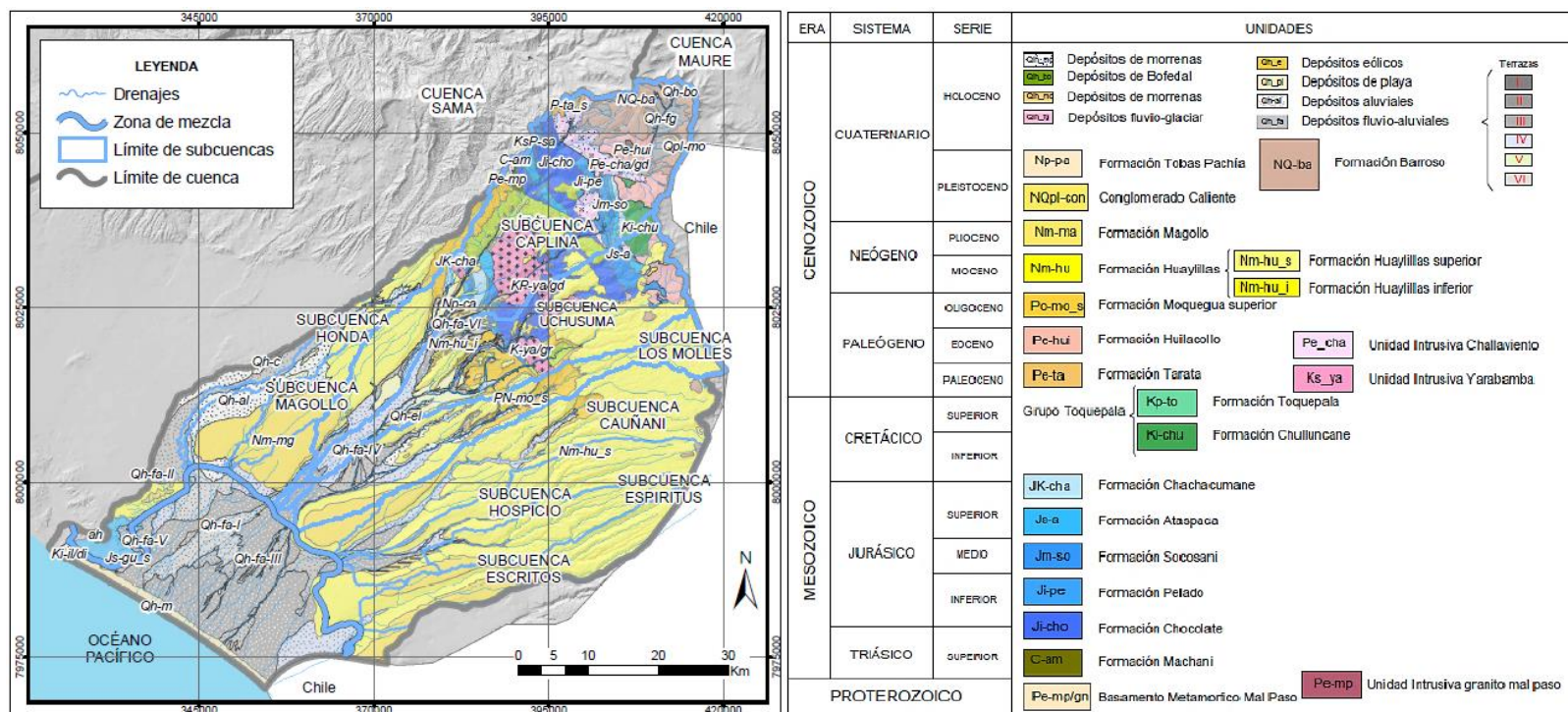


Figura 5. Mapa geológico y estructural de la cuenca Caplina en escala 1:750,000. Modificado de Peña *et al.* (2009).

Las formaciones geológicas aflorantes en la subcuenca Caplina se describen a continuación por antigüedad.

Basamento Mal Paso, conformado por gneis, ortogneis granítico y granodiorítico; su origen metamórfico lo hace poco susceptible a la alteración y meteorización. Superficialmente fracturado, con baja transmisibilidad, clasificado como un acuícludo y ponderado de bajo impacto a la salinización del agua circundante.

Grupo Ambo, secuencia de conglomerados, lutitas negras con areniscas calcáreas. La calcita, feldespato y plagioclasas son propensas a reaccionar en filosilicatos. Se comporta como un acuífero fisurado sedimentario sin alteración superficial.

Formación Junerata, conocida como Volcánico Chocolate. Consiste en derrames lávicos andesíticos y tobas. Destacan los minerales ferromagnesianos de los que se podría alterar en filosilicato (cloritas). Presenta fracturas superficiales; se comporta como un acuitardo.

Formación Pelado, conformado por conglomerados, lutitas y calizas silicificadas. La calcita proveniente de las lutitas tenderá a disolverse en el contacto erosivo por el río Caplina; sin embargo, su estado silicificado dificultaría todo tipo de reacción, además de generar baja permeabilidad en fracturas; clasificado como acuitardo.

Formación San Francisco, también denominada Socosani; está conformada por areniscas calcáreas, conglomerados y calizas. De naturaleza sedimentaria calcárea; susceptible reacción de la calcita. Las aguas que circulan sobre esta formación geológica son cruzadas

transversalmente por la falla Incapuquio, con permeabilidad alta. Esta unidad corresponde a un acuífero fisurado sedimentario.

Formación Ataspaca, secuencia de areniscas grises y lutitas oscuras con niveles de margas. Mineralogía calcárea, propensa a la disolución. Clasificado como acuífero fisurado sedimentario.

Formación Chachacumane, de areniscas cuarcíticas grises con niveles intercalados de lutitas. Al haber sido metamorfizada, las reacciones químicas se focalizan en la hidrólisis de la alteración argílica débil superficial. En su afloramiento existen pequeñas surgencias de aguas subterráneas. Clasificado como acuífero altamente fracturado.

Formación Chullucane, conglomerados de clastos andesíticos y gravas. La plagioclasa sería el mineral más probable por reaccionar. Además, presenta alteración argílica débil. Esta formación volcánica sedimentaria se comporta como acuífero fisurado.

Formación Toquepala, riolita y andesita intercalados con lentes de areniscas y conglomerados. Clasificado como acuífero fisurado volcánico.

Formación Tarata, predominan las brechas y derrames andesíticos, con niveles de areniscas y lutitas. Clasificado como acuitardo por la porosidad de las tobas, con flujo muy lento, condicionando un mayor contacto con minerales propios del ambiente volcánico.

Formación Huilacollo, brechas andesíticas, tobas dacíticas y riódacítica. El agua que discurren sobre esta formación geológica aporta As, B y Al, y proviene de una fuente geotermal (Pino *et al.*, 2017). La composición ácida del agua reacciona con la plagioclasa y feldespatos. Clasificado como acuífero fisurado.

Conglomerado Calientes, conglomerados polimícticos; conforman parte importante del relleno de los valles, por lo tanto sus depósitos registran la dinámica fluvial de los ríos de la región. Estas características lo confieren como acuífero de doble porosidad, fisurado y poroso.

Volcánico Barroso, tufos y lavas de composición traquítica y andesítica, interestratificadas con bancos de sedimentos. Presenta grandes zonas de alteración hidrotermal, junto a los minerales de origen volcánico, ricos en elementos pesados que liberan iones de Ca^{2+} , Na^{+} , As, B y Al. Forma parte de la zona de alimentación y recarga importante de la cuenca Caplina. Clasificado como acuífero fisurado volcánico

Los intrusivos que afloran en la subcuenca Caplina se describen a continuación.

Unidad Yarabamba, constituida por rocas plutónicas, granodiorita y dioritas, intruye a las formaciones sedimentarias Pelado y San Francisco. (Wilson & García, 1962). Genera importantes mineralizaciones con alteración hidrotermal. La permeabilidad se da por fracturamiento; en

algunas galerías antiguas que atraviesa el intrusivo Yarabamba hay flujo de 0.2 l/s. Clasificado como acuitardo intrusivo

Unidad Challaviento, conformado por granodiorita y sienogranitos. La intrusión del cuerpo rocoso genera alteración hidrotermal propilítica y se clasifica como un acuitardo intrusivo.

Geología y meteorización en la subcuenca Magollo

La subcuenca Magollo presenta la mayor predisposición a disolución de roca por meteorización química por su baja velocidad de flujo. Se describen las formaciones geológicas descendentes en antigüedad.

Formación Moquegua, conformada por conglomerados arenolimosos. Su naturaleza sedimentaria y porosa la clasifica como acuífero fisurado, caracterizada por sedimentos fluviales consolidados con permeabilidad media; corresponde a un acuífero sedimentario.



Formación Huaylillas, tobas rosáceas, riolíticas, intercalados con delgados niveles de areniscas masivas de color verde. La permeabilidad se origina en sus fracturas, generando una potencial zona de disolución; se clasifica como acuitardo volcánico sedimentario.

Formación Magollo, conglomerados y areniscas gris oscuras feldespatos. Esta formación sedimentaria porosa en la subcuenca Magollo es la más favorable para el almacenamiento de aguas subterráneas; se clasifica como acuífero fisurado poroso sedimentario.

Susceptibilidad a la meteorización química

Las características geoquímicas e hidrogeológicas de los afloramientos de las subcuencas de Caplina y Magollo se describieron anteriormente. La Tabla 9 presenta una clasificación heurística basada en porosidad, permeabilidad y litología. La Tabla 6 y Tabla 7 establecen la ponderación de su influencia para el contacto agua-roca.



Tabla 9. Clasificación cualitativa de la susceptibilidad a la meteorización química.

Sub-cuencas	Formación geológica	Litología (Acosta <i>et al.</i> , 2010)	Minerales alterables	Alteración superficial (Acosta <i>et al.</i> , 2010)	Clasificación hidrogeológica (Peña <i>et al.</i> , 2009)	Susceptibilidad a salinizar
Caplina	Unidad intrusiva Yarabamba	Granodiorita y dioritas	-	Hidrotermal	A cuitardo intrusivo	Alta
		1	-	3	3	7
	Unidad intrusiva Challaviento	Granodiorita y sienogranitos	-	Hidrotermal propilítica	A cuitardo intrusivo	Alta
		1	-	3	3	7
	Basamento metamórfico Mal Paso	Gneis, ortogneis granítico o granodiorítico	-	-	A cuicludo	Baja
		0	-	-	0	0
	Grupo Ambo	Conglomerados, con cuarzo, lutitas negras con areniscas calcáreas	Calcita, feldspatos y plagioclasas	-	A cuífero fisurado	Media
		3	-	-	2	5
	Formación Junerata / Volcánico Chocolate	Andesitas basálticas y conglomerados	-	-	A cuitardo sedimentario	Media
		3	-	-	3	6
	Formación Pelado	Conglomerados, lutitas y calizas silicificadas	Calcita y cuarzo	-	A cuitardo sedimentario	Media
		2	-	-	3	5
	Formación San Francisco / Socosani	Areniscas calcáreas, conglomerados y calizas	Calcita	-	A cuífero fisurado	Media
		3	-	-	2	5
	Formación Ataspaca	Areniscas grises y lutitas oscuras y niveles de margas	Calcita	-	A cuífero fisurado	Media

Sub-cuencas	Formación geológica	Litología (Acosta <i>et al.</i> , 2010)	Minerales alterables	Alteración superficial (Acosta <i>et al.</i> , 2010)	Clasificación hidrogeológica (Peña <i>et al.</i> , 2009)	Susceptibilidad a salinizar
		3	-	-	2	5
	Formación Chachacumane	Areniscas cuarcíticas grises y niveles de lutitas	-	Argílica débil	A cuífero fisurado	Alta
		3	-	2	2	7
	Formación Chullucane	Conglomerados con clastos andesíticos y grawacas	Plagiodasa	Argílica débil	A cuífero fisurado	Alta
		3	-	2	2	7
	Formación Toquepala	Riolita y andesita con lentes de areniscas y conglomerados	Feldespatos y plagioclasas	-	A cuífero fisurado	Media
		3	-	-	2	5
	Formación Tarata	Brechas y derrames andesíticos, con niveles de areniscas y lutitas	Plagiodasa	-	A cuitardo	Media
		3	-	-	3	6
	Formación Huilacollo	Brechas andesíticas, tobas dacíticas riódacítica	Plagiodasa y feldespatos	Hidrotermal	A cuífero fisurado	Alta
		3	-	3	2	8
	Conglomerado Calientes	Conglomerados polimícticos	-	-	A cuífero fisurado	Baja
		2	-	-	2	4
	Volcánico Barroso	Tufos y lavas traquíticas y andesita	Plagiodasas y feldespato	Hidrotermal sectorizado	A cuífero fisurado	Alta
		3	-	2	2	7
Magollo	Formación Moquegua	Conglomerados areno limosa	-	-	A cuífero fisurado	Baja
		2	-	-	2	4
	Formación Huayllillas Inferior	Tobas, riolíticas y riódacíticas	-	-	A cuitardo	Media
		3	-	-	3	6
	Formación Magollo	Conglomerados y areniscas	Feldespatos	-	A cuífero fisurado	Baja

Sub-cuencas	Formación geológica	Litología (Acosta <i>et al.</i> , 2010)	Minerales alterables	Alteración superficial (Acosta <i>et al.</i> , 2010)	Clasificación hidrogeológica (Peña <i>et al.</i> , 2009)	Susceptibilidad a salinizar
		gris oscuras				
		2	-	-	2	4

Discusión

Análisis morfométrico y geológico

La ponderación morfométrica en la cuenca Caplina presenta un comportamiento hidrológico diferente al obtenido en forma individual para cada subcuenca afluente (Tabla 8), por lo que se interpretan las valoraciones en cada una de las nueve subcuencas afluentes.

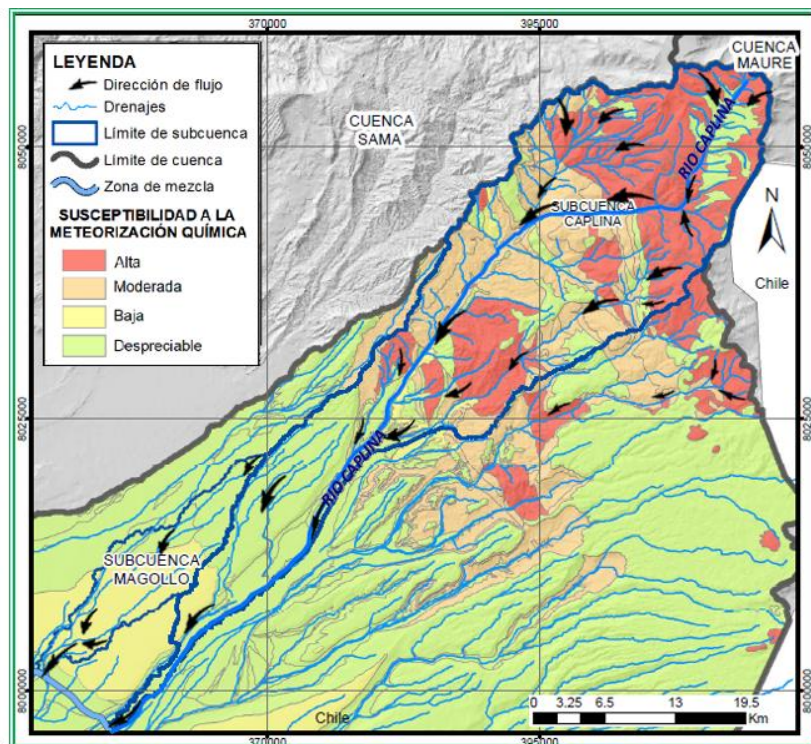
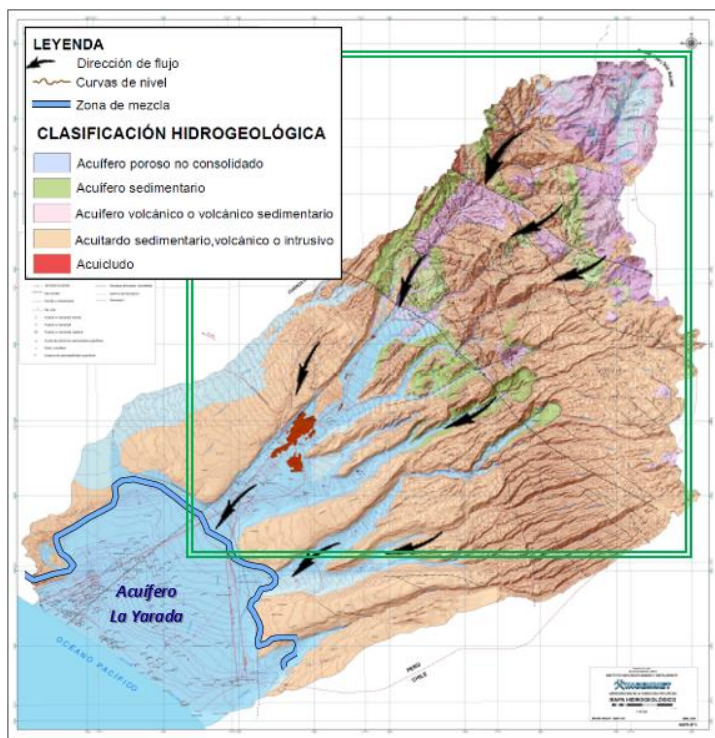


Las subcuencas Espíritus y Escritos obtuvieron ponderaciones acrecentadas en los índices de recarga; sin embargo, se ubican en la zona más árida de la cuenca Caplina; asimismo, disminuyen considerablemente en la ponderación de la curva hipsométrica, por lo que la antigüedad del cauce difiere en la ponderación de recarga histórica. Los índices de velocidad de flujo dan mayor ponderación a las subcuencas Magollo, Los Molles, Hospicio y Escritos debido a la respuesta hidrológica lenta, generando más tiempo de residencia para reacciones químicas. La subcuenca Uchusuma es la segunda mejor ponderada en índices de recarga; sin embargo, tiene mayor velocidad de flujo, que genera erosión y transporte de sedimentos, mas no meteorización química. El contraste de los índices de recarga y velocidad en la ponderación final permite identificar las subcuencas Caplina y Magollo con las condiciones más favorables a la meteorización química.

El mapa de isoyetas delimita la precipitación media anual baja en la subcuenca del Magollo. Sin embargo, los parámetros morfométricos indican una mayor recarga, infiltrada en la formación Moquegua hasta el evento volcánico de Huaylillas (Mioceno inferior, 25.3 ± 0.8 Ma). El material piroclástico se superpone a la formación Moquegua. Asimismo, podemos inferir que la precipitación promedio ha disminuido en los últimos 50 años, periodo en el que se dispone de registros en las estaciones meteorológicas de la región.

Los modelos de Pacheco y Van der Weijden (Pacheco & Van der Weijden, 2012; Pacheco & Van der Weijden, 2014), y Rajbanshi y Bhattacharya (2020) aplican ecuaciones y algoritmos para estimar las tasas de erosión por flujo con circulación de 1.4 a 2.8 años. Sin embargo, el clima hiperárido en la cuenca Caplina puede generar un tiempo de circulación de 100 a 10 000 años, y experimentar una cantidad moderada de meteorización (Kanhaiya *et al.*, 2019; Foster *et al.*, 2003).

La ponderación cualitativa de la geología en la Tabla 9 identifica unidades hidrogeológicas clasificadas en tres niveles, cuyo grado de susceptibilidad a la meteorización química varía entre alta y baja, y despreciable para las formaciones aflorantes en subcuencas menos favorables para la meteorización. El análisis inicial del mapa de susceptibilidad (Figura 6) muestra que las zonas de mayor susceptibilidad son transversales al principal río de la cuenca, río Caplina y al drenaje de las quebradas.



GRADO SUSCEPTIBILIDAD A LA METEORIZACIÓN QUÍMICA

SUSCEPTIBILIDAD ALTA (7 a más):	Hidrotermalismo en acuíferos fisurados y acuitardos de origen intrusivo, saturados, la mayor reacción se produce en las zonas alteradas.
SUSCEPTIBILIDAD MEDIA (5-6):	Influencia calcárea y sódica en acuitardos volcánicos y acuíferos fisurados poco permeables, favoreciendo la interacción agua – roca en los poros de las unidades hidrogeológicas.
SUSCEPTIBILIDAD BAJA (0-4):	Acuíferos fisurados aluviales con discontinuidades favorables para el flujo subterráneo. Depósitos no consolidados que favorecen el transporte de sedimentos, mas no reacciones químicas.
SUSCEPTIBILIDAD DESPRECIABLE:	Áreas que reciben baja recarga y precipitación. donde no existe indicios de alteración superficial.



Figura 6. (a) Mapa hidrogeológico de la cuenca Caplina, modificado de Peña *et al.* (2009); (b) mapa de susceptibilidad a la meteorización química en la zona de recarga de la cuenca Caplina.

Estas unidades generan salinización con flujo subterráneo direccionado al SO que recarga el acuífero La Yarada (Figura 6), reflejado en las elevadas conductividades eléctricas en el acuífero La Yarada (Pino *et al.*, 2019a), lo cual se corroborará en el análisis hidrogeoquímico.

Análisis hidrogeoquímico

En los trabajos de Pacheco y Van der Weijden (Pacheco & Van der Weijden, 2012; Pacheco & Van der Weijden, 2014), Adhami y Hamidreza (2016), Kanhaiya *et al.* (2019), y Rajbanshi y Bhattacharya (2020) se proponen factores de evaluación de susceptibilidad a la meteorización, sin considerar las alteraciones superficiales. En la Tabla 9 se observa que las formaciones

geológicas de susceptibilidad alta y media son diferenciadas por la ponderación de la alteración hidrotermal.

La clasificación realizada en este trabajo es validada con el estudio hidrogeoquímico realizado por Peña *et al.* (2009) en 34 muestras de agua subterránea y superficial en la cuenca Caplina (Tabla 10, Tabla 11 y Tabla 12). Li *et al.* (2019) proponen un balance de masa de iones para calcular la carga disuelta mediante ecuaciones empíricas; la proporción de la composición química de aniones y cationes se representa en el diagrama de Piper. Dicho diagrama también permite diferenciar el grado interacción a través de las relaciones iónicas, las que fueron vinculadas con las unidades hidrogeológicas donde se tomaron las muestras (Figura 7 y Figura 8).

Tabla 10. Familia cálcica sulfata en la cuenca Caplina. Modificado de Peña *et al.* (2009).

Fuente	Punto de muestreo	Subcuenca	Geología local	Tipo de agua	Fm. geológica dominante	Unidad hidrogeológica
Río	Represa Paucarani	Maure	Depósito fluio glacial	Ca-Mg-Na-SO ₄		Geotermal
Río	Canal Uchusuma (C Blanco)	Uchusuma	Q - fa, Chocolate, Yarabamba	Ca-Mg-Na-SO ₄	Yarabamba	A cuitardo intrusivo
Río	Río Uchusuma (Sector Higuera)	Uchusuma	Socosani, Chocolate, Yarabamba	Ca-Na-Mg-SO ₄		
Río	Túnel Uchusuma	Uchusuma	Huilacollo	Ca-Mg-Na-SO ₄	Huilacollo	A cuifero fisurado
Manantial	Paso de los Vientos	Uchusuma	Huilacollo, Huaylillas	Ca-Mg-Na-SO ₄ -HCO ₃		

Fuente	Punto de muestreo	Subcuenca	Geología local	Tipo de agua	Fm. geológica dominante	Unidad hidrogeológica
Manantial	Captación Ataspaca	Caplina	Ataspaca, Chachacumane	Ca-Mg-SO ₄	Chachacumane	A cuífero fisurado
Manantial	Captación Palca-Consumo	Caplina	Ataspaca, Socosani, Chachacumane	Ca-Mg-SO ₄ -HCO ₃		
Manantial	Quebrada Toquela	Caplina	Challaviento, Huilacollo, Barroso	Ca-Mg-SO ₄	Challaviento / Huilacollo	A cuitardo intrusivo, acuífero fisurado
Manantial	Manante Aruma	Caplina	Huilacollo, Barroso, Huaylillas	Ca-Na-Mg-SO ₄ -Cl	Huilacollo/ Barroso	A cuífero fisurado
Manantial	Manantial Pampa Soroche	Caplina	Qpl-morrenas, Barroso	Ca-Na-Mg-SO ₄ -HCO ₃		
Río	Captación Caplina	Caplina	Chachacumane, Socosani, Ataspaca	Ca-Na-SO ₄ -Cl	Chachacumane	
Río	Río Caplina Parte baja	Caplina	Toquepala, Challaviento, Yarabamba	Ca-Na-SO ₄	Challaviento/ Yarabamba	A cuitardo intrusivo
Manantial	Captación Palca-Agro	Caplina	Chocolate, Socosani, Toquepala, Challaviento	Ca-SO ₄ -HCO ₃	Challaviento	
Manantial	Manante Ataspaca	Caplina	Huaylillas y Toquepala	Ca-Na-SO ₄ -Cl	Huaylillas	A cuitardo volcánico
Pozo subterráneo	Quebrada Ancopuja	Uchusuma	Huaylillas	Ca-Na-SO ₄ -HCO ₃		
Pozo subterráneo	IRHS-220 Las Palmeras	Zona Mezcla	Q -fa	Ca-Na-SO ₄ -Cl		A luvial
Pozo subterráneo	IRHS-146 Cooperativa 60	Zona Mezcla	Q -fa	Ca-Na-Mg-SO ₄ -Cl		A luvial
Río	Quebrada Humalata	Caplina	Tarata	Ca-SO ₄	-	Sedimentana
Río	Quebrada Piscollane	Caplina	Barroso, Qh-bofedal, Q-fa	Ca-SO ₄	Barroso	A cuífero fisurado
Manantial	Manante Cocavira	Caplina	Huilacollo y Qh-bofedal	Ca-SO ₄	Huilacollo	
Manantial	Manantial Tirata	Caplina	Huilacollo	Mg-Ca-SO ₄		

Tabla 11. Familia sódica clorurada y cálcica clorurada en la cuenca Caplina. Modificado de Peña et al. (2009).



Código	Punto de muestreo	Subcuenca	Geología local	Tipo de agua	Fm. geológica dominante	Unidad hidrogeológica
Manantial	Captación "D" Cauñani	Cauñani	Q - fa, Huaylillas, Pachia	Na - Ca - Cl - HCO ₃	Huaylillas	A cuitardo volcánico
Manantial	Captación "C" Cauñani	Cauñani	Q - fa, Huaylillas, Pachia	Na - Ca - Cl - HCO ₃		
Pozo subterráneo	IRHS-024 La Esperanza	Zona Mezcla	Q - fa, Huaylillas, Chocolate (Guaneros)	Na - Ca - Cl - SO ₄	Huaylillas	
Manantial	Manante Termal Calientes	Caplina	Chachacumane, Socosani, Ataspaca	Na - Ca - Cl - SO ₄	Chachacumane	A cuífero fisurado
Manantial	Aguas Termales Aruma	Caplina	Huilacollo, Barroso, Huaylillas	Na - SO ₄ - Cl	Huilacollo/ Barroso	
Pozo subterráneo	IRHS-112 La Yarada	Zona Mezcla	Dep. fluvio-aluviales (Q - fa)	Na - Ca - SO ₄ - Cl		A luvial con intrusión marina
Pozo subterráneo	IRHS-054 Velasco Alvarado	Zona Mezcla	Dep. fluvio-aluviales (Q - fa)	Ca - Na - Cl - SO ₄		
Pozo subterráneo	IRHS-051 Los Palos	Zona Mezcla	Dep. fluvio-aluviales (Q - fa)	Ca - Na - Cl - SO ₄		

Tabla 12. Familia cálcica bicarbonatada en la cuenca Caplina. Modificado de Peña et al. (2009).

Código	Punto de muestreo	Subcuenca	Geología local	Tipo de agua	Fm. Geológica Dominante	Unidad hidrogeológica
Manantial	Manante Yangane	Uchusuma	Chulluncane	Ca - Cl - HCO ₃	Chulluncane	A cuífero fisurado
Manantial	Manante Piscollane	Caplina	Huilacollo, Barroso	Ca - Mg - Na - HCO ₃	Huilacollo, Barroso	
Manantial	Quebrada Quilla	Caplina	Chulluncane, Challaviento	Ca - Mg - HCO ₃ - SO ₄	Challaviento	A cuitardo intrusivo
Manantial	Quebrada Coapalca	Uchusuma	Moquegua, Huaylillas	Ca - Na - HCO ₃ - SO ₄	Huaylillas	A cuitardo volcánico
Manantial	Quebrada Haquimanqui	Uchusuma	Toquepala, Moquegua, Huaylillas	Ca - Na - HCO ₃ - SO ₄		

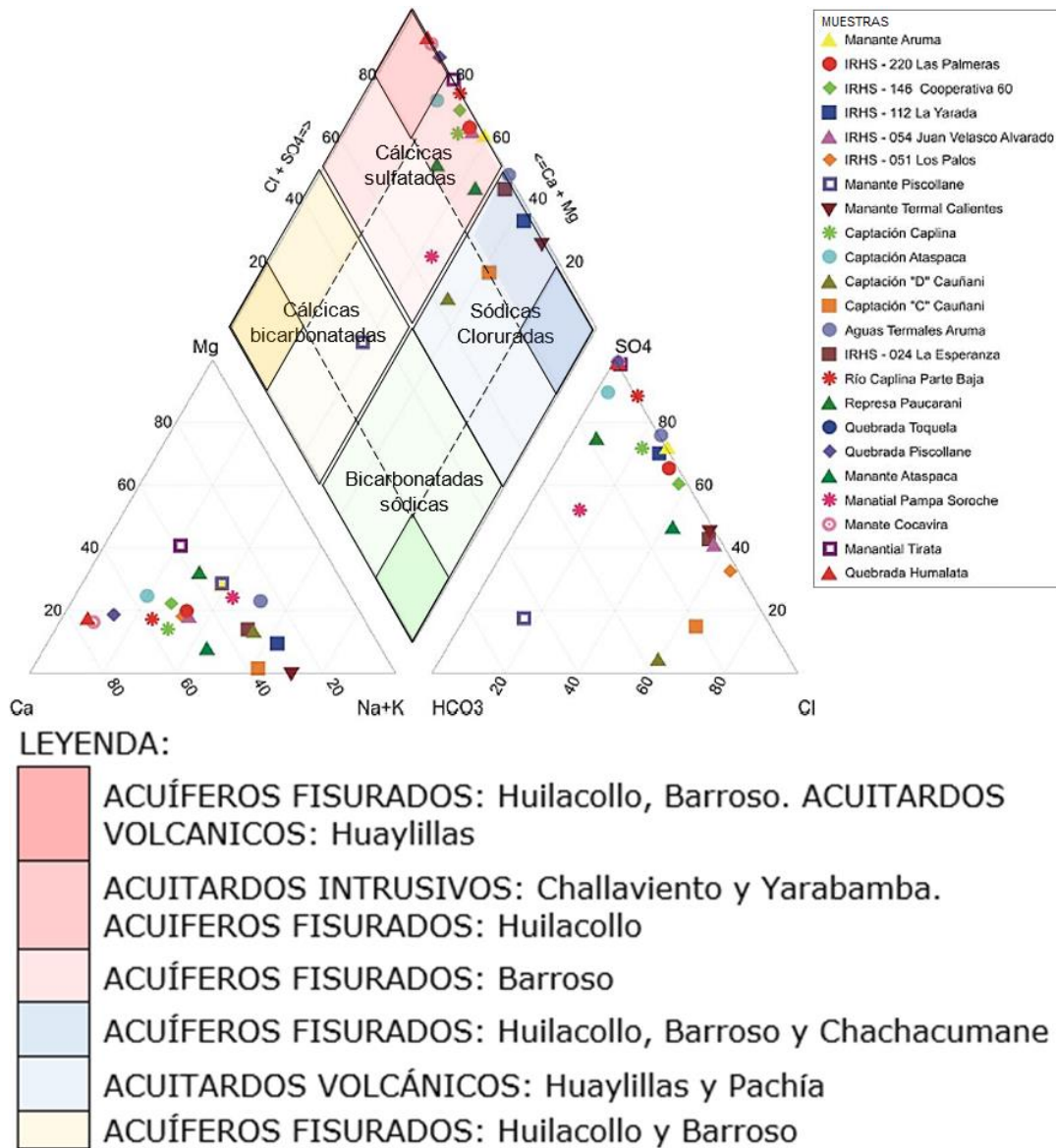


Figura 7. Diagrama de Piper en la subcuenca Caplina. Modificado de Peña *et al.* (2009).

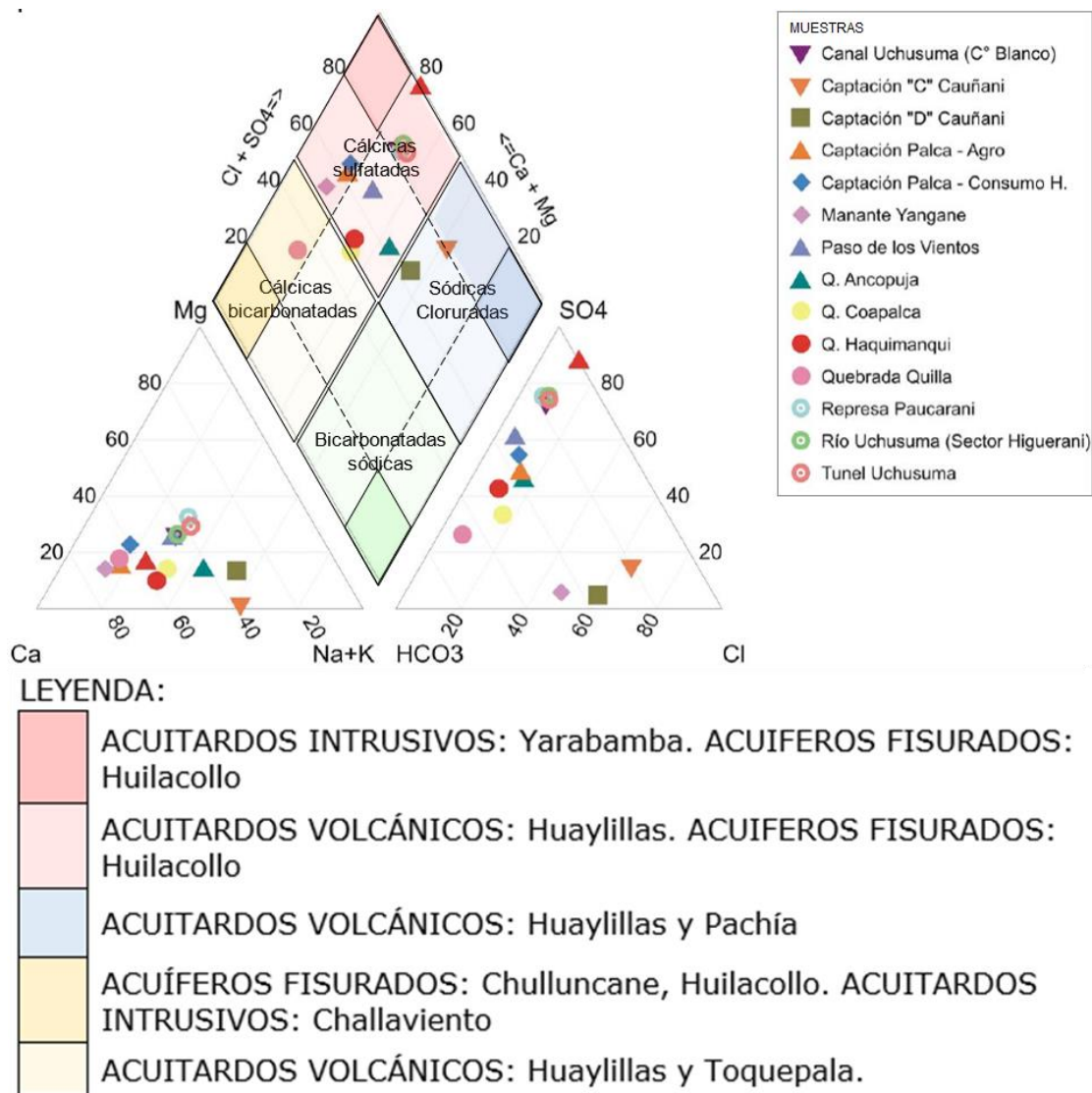


Figura 8. Diagrama de Piper en las subcuencas Uchusuma y Cauñani. Modificado de Peña *et al.* (2009).

Las facies geoquímicas de las principales fuentes de agua superficiales y subterráneas en la subcuenca Caplina (Figura 7) experimentan un intercambio iónico polarizado espacialmente. En contraste, en las subcuencas Uchusuma y Cauñani (Figura 8) se observa que conservan cierta neutralidad, corroborando la presencia de transporte de sedimentos con tendencia erosiva en la subcuenca Uchusuma, mas no meteorización química.

Peña *et al.* (2009); Vera, Pino-Vargas, Verma, Chucuya, Chávarri, Canales, Torres-Martínez, Mora, Mählknecht (2021), identifican cuatro facies geoquímicas en las fuentes de agua superficiales y subterráneas en la cuenca Caplina, reagrupándose en tres por la predominancia de aniones y su relación con el medio geológico donde afloran.

Grupo I: cálcica-sulfatada



La familia dominante en la cuenca es la cálcica-sulfatada. Los sulfatos provienen de la oxidación de sulfuros producto de la alteración hidrotermal en las ocurrencias minerales del intrusivo Yarabamba y Challaviento (Acosta *et al.*, 2010). En la superficie de acuíferos fisurados: Huilacollo y Barroso, la alteración hidrotermal se extiende en profundidad surgiendo en captaciones y manantiales. En este sentido, es relevante la ponderación de la alteración superficial mapeada por Acosta *et al.* (2010) (Tabla 9). En tanto, los iones Ca^{2+} son liberados producto de las reacciones químicas en formaciones sedimentarias calcáreas, como Ataspaca.

Grupo II: sódica-clorurada y cálcica-clorurada

Los aniones cloruro provienen de las aguas termales Aruma y Calientes, en los afloramientos de Huilacollo, Barroso y Chachacumane. Es preciso reconocer que en las aguas profundas del campo geotermal de Borateras predominan las aguas cloruradas (Vargas *et al.*, 2012), relacionadas con la

geoquímica de los yacimientos geotérmicos del Eje volcánico Sur, que abarca parte de la cuenca Caplina.

Asimismo, existe una considerable influencia de Na^+ y Ca^{2+} provenientes de la formación Huaylillas. Se observa un incremento en las reacciones en los acuitardos volcánicos con alta porosidad, pese a recibir poca precipitación.

Grupo III: cálcica bicarbonatada

Las fuentes cálcicas-bicarbonatadas representan la composición ideal de rocas volcánicas andesíticas (Ng, 2015) presentes en los acuíferos fisurados de Huillacollo, Barroso, Chulluncane. En el proceso de mezcla del agua subterránea, agua meteórica y glaciario se genera variación estacional en la hidroquímica de las cuencas (Ansari *et al.*, 2019; Chucuya, Vera, Pino-Vargas, Steenken, Mahlknecht, Montalván, 2022). El anión bicarbonato provendría de un flujo local de muy corto recorrido; se relaciona con la reacción del CO_2 , proveniente de los poros del suelo.



La caracterización de los tres grupos se detalla en la Tabla 10, Tabla 11 y Tabla 12, y a partir del tipo de fuente del punto de muestreo se relaciona con la geología local y tipo de agua para identificar la formación geológica dominante en la mineralización del agua. De esta manera, la unidad hidrogeológica corresponde al comportamiento hidrogeológico de la formación geológica dominante. El 79.41 % de muestras evaluadas tiene conexión con unidades hidrogeológicas calificadas de susceptibilidad alta y media (Tabla 9). Esta elevada correspondencia valida la correcta clasificación propuesta. Además, se encontró que 41.2 % del total de muestras recibe influencia de acuíferos fisurados con alteración hidrotermal, predisponiendo el intercambio iónico. El 20.6 % de dichas muestras aflora en acuitardos volcánicos sin intercambio iónico considerable y el 17.6 % corresponde a acuitardos intrusivos con alteración superficial.

Conclusiones



La metodología de ponderaciones permitió generar el mapa de susceptibilidad a la meteorización química, con 79 % de validación, con respecto a la hidrogeoquímica de la cuenca. Destacan tres unidades hidrogeológicas en la cuenca Caplina: (1) acuíferos fisurados con alteración hidrotermal en las formaciones Huilacollo, volcánico Barroso, Chulluncane y Chachacumane; (2) acuitardos intrusivos con alteración hidrotermal en las unidades Yarabamba y Challaviento; (3) acuitardos de origen volcánico y poroso en la formación Huaylillas.

En el análisis hidrogeoquímico de facies del agua predomina el anión sulfato proveniente de la oxidación de los sulfuros producto de las ocurrencias minerales de Cu y Ag, asociadas con acuitardos intrusivos. El patrón vinculado con mayor susceptibilidad es la presencia de alteración hidrotermal. La facie cálcica y sódica resulta de las reacciones químicas en acuíferos fisurados alterados y el flujo en las formaciones sedimentarias calcáreas. Asimismo, las reacciones se intensifican en el entrampamiento del acuitardos de la formación Huaylillas.

Las formaciones geológicas estudiadas afloran en las subcuencas Caplina y Magollo, a partir de una selección heurística en los parámetros morfométricos de todas las subcuencas afluentes a la cuenca Caplina. Desde esta metodología se consiguen identificar las características de las subcuencas con mayor recarga histórica: forma oblonga con coeficiente de compacidad (> 2.25), relación de elongación (> 0.39), e hipsometría de

cuencas maduras y viejas. Las subcuencas con menor velocidad de flujo poseen pendientes bajas (3 %-12 %), con densidad de drenaje $< 0.8 \text{ km}^{-1}$. Estos parámetros establecen una base para una ponderación de clasificación de susceptibilidad a la meteorización química en una cuenca árida.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco del proyecto de investigación “Integración de métodos hidrodinámicos, hidroquímicos e isotópicos para precisar el funcionamiento y manejo sostenible del acuífero La Yarada, Tacna, Perú”, financiado con fondos de canon, sobrecanon y regalías mineras de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú. Se agradece además al Dr. Alfonso Aragón, jefe de la Gerencia de Geotermia por permitir la estancia del primer autor en las instalaciones del Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias de Cuernavaca, México, para desarrollar la presente investigación. El manuscrito se mejora significativamente con los comentarios y las sugerencias de revisores anónimos.

Referencias



- Acosta, H., Alván, A., Mamani, M., Oviedo, M., & Rodríguez, J. (2010). Geología de los cuadrángulos de Pachía (36-v) y Palca (36-x), escala 1:50 000. Siete mapas. *INGEMMET, Boletín, Serie A: Carta Geológica Nacional*, 139, 100.
- Adhami, M., & Hamidreza, S. (2016). Sub-watershed prioritization based on sediment yield using game theory. *Journal of Hydrology*, 541(B), 977-987. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.008>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2011). *Informe técnico 003-Calidad de agua, cuenca Caplina-Tacna*. Tacna, Perú: Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- Ansari, Z., Ahmad, S., & Khan, M. A. (2019). Seasonal variations of streams hydrochemistry and relationships with morphometric/landcover parameters in the Bhagirathi Watersheds, Garhwal Himalaya, India. *Journal of the Geological Society of India*, 94(5), 493-500. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12594-019-1346-y>
- Bransford, J., & Stein, B. (1987). *Trad cast: solución ideal de problemas*. Madrid, España: Labor.
- Camino, M., Bó, M., Cionchi, J., López-de-Armentia, A., Del-Río, J., & De-Marco, S. (2018). Estudio morfométrico de las cuencas de drenaje de

la vertiente sur del sudeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Revista Universitaria de Geografía*, 27(1), 73-97.

Catalan, L. J. (1981). *Química del agua* (2a ed.). Madrid, España: Talleres Gráficos Alonso.

Chucuya, S.; Vera, A.; Pino-Vargas, E.; Steenken, A.; Mahlknecht, J.; Montalván, I. Hydrogeochemical Characterization and Identification of Factors Influencing Groundwater Quality in Coastal Aquifers, Case: La Yarada, Tacna, Peru. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2022, 19, 2815. <https://doi.org/10.3390/ijerph19052815>

Custodio, E., & Llamas, M. (1983). *Hidrología subterránea*. Tomo I y II. Barcelona, España: Ediciones Omega.

Delgadillo, A., & Páez, G. (2008). Aspectos hidrológicos, subcuencas susceptibles a crecidas, escenarios de riesgo. En: Ferrer, C., & Duarte, M. (eds.). *Plan de desarrollo urbano del Municipio Antonio Pinto Salinas, bajo el enfoque de gestión del riesgo. Caracterización del riesgo de la cuenca del valle Mocoties*. Mérida, Venezuela: Fundación para la Prevención del Riesgo Sísmico (Fundapris).

Foster, S., Tuinhof, A., Kemper, K., Garduño, H., & Nanni, M. (2003). *Characterization of Groundwater Systems - key concepts and frequent*

misconceptions. GW-MATE Briefing Note Series 2, Washington, D.C., USA: World Bank.

García M., & Fernández, A., (2009). *Hidrogeología básica. Las aguas subterráneas y su flujo* (3ª ed.). Madrid, España: Ediciones FIEC.

Garreaud, R. D., Molina, A., & Farias, M. (2010). Andean uplift, ocean cooling and Atacama hyperaridity: A climate modeling perspective. *Earth and Planetary Science Letters*, 292(1-2), 39-50. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2010.01.017>.

Garreaud, R., Vuille, M., & Clement, A. C. (2003). The climate of the Altiplano: Observed current conditions and mechanisms of past changes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 194(1-3), 5-22. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00269-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00269-4)

Gaspari, F. J., Rodríguez-Vagaría, A. M., Senisterra, G. E., Denegri, G., Delgado, M. I., & Besteiro, S. (2012). Caracterización morfométrica de la cuenca alta del río Sauce Grande, Buenos Aires, Argentina. *Revista Electrónica del Comité de Medio Ambiente. AUGMDOMUS*, 4, 143-158. Recuperado de <https://revistas.unlp.edu.ar/domus/article/download/476/505/>

- Gravelius, H. (1914). *Morphometry of drainage bassins*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Henao, J. (1988). *Introducción al manejo de cuencas hidrográficas*. Bogotá, Colombia: Universidad Santo Tomás.
- Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, (56), 275-370.
- Jardí, M. (1985). Forma de una cuenca de drenaje. Análisis de las variables morfométricas que nos la definen. *Revista de Geografía*, (19), 41-68.
- Kanhaiya, S., Singh, B. P., Singh, S., Mittal, P., & Srivastava, V. K. (2019). Morphometric analysis, bedload sediments, and weathering intensity in the Khurar River Basin, central India. *Geological Journal*, 54(1), 466-481. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/gj.3194>
- Li, X., Han, G., Liu, M., Yang, K., & Liu, J. (2019). Hydro-geochemistry of the river water in the Jiulongjiang River Basin, Southeast China: Implications of anthropogenic inputs and chemical weathering. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(3). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/ijerph16030440>

- Manfreda, S., Nardi, F., Samela, C., Grimaldi, S., Taramasso, A., Roth, G. & Sole, A. (2014). Investigation on the use of geomorphic approaches for the delineation of flood prone areas. *Journal of Hydrology*, 517, 863-876. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.009>
- Molina, M. (2005). *Estudio de la intrusión salina en acuíferos costeros: sector Costa Quebrada Los Choros, IV Región*. Santiago de Chile, Chile: Universidad de Chile.
- Monge, R., & Cervantes, J. (2000). *Memoria explicativa de la Geología del Cuadrángulo de Pachía y Palca (36-v)*. Lima, Perú: Instituto Geológico Minero y Metalúrgico.
- Motta-Zamulloa, E. (julio, 1990). Agua y conflictos en el valle del Caplina (Tacna) siglos XVI-XIX. *Boletín de Lima*, (70). Recuperado de <https://boletindelima.pe/products/199070>
- Mourier, B., Walter, C., & Merot, P. (2008). Soil distribution in valleys according to stream order. *CATENA*, 72(3), 395-404. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.07.012>
- Narvaez-Montoya, C., Torres-Martínez, J. A., Pino-Vargas, E., Cabrera-Olivera, F., Loge, F., & Mahlknecht, J. (2022) Predicting adverse scenarios for a transboundary coastal aquifer system in the Atacama

- Desert (Peru/Chile). *Science of The Total Environment*, 806, Part 1. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150386>
- Ng, W. (2015). *Estudio hidrogeológico de la parte alta de la cuenca del río Ilo-Moquegua* (tesis Ingeniero Geólogo). Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco, Perú.
- Ortiz, O. (2004). Evaluación hidrológica. *Hidrrored*, (1), 1-7.
- Pacheco, F., & Van der Weijden, C. (2014). Role of hydraulic diffusivity in the decrease of weathering rates over time. *Journal of Hydrology*, 512, 87-106. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.041>
- Pacheco, F., & Van der Weijden, C. (2012). Integrating topography, hydrology and rock structure in weathering rate models of spring watersheds. *Journal of Hydrology*, 428-429. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.019>
- Peña, F., Cotrina, G., & Acosta, H. (2009). Hidrogeología de la cuenca del río Caplina. *Boletín 1, INGEMMET*. Recuperado de <https://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/20.500.12544/368>
- Pino, E. (2019). The La Yarada coastal aquifer, after 100 years of exploitation as a sustenance for agriculture in arid zones: A historical

- review. *Idesia*, 37(3), 39-45. Recuperado de <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019000300039>
- Pino, E., Ramos, L., Mejía, J., Chávarri, E., & Ascensios, D. (2020). Medidas de mitigación para el acuífero costero La Yarada, un sistema sobreexplotado en zonas áridas. *Idesia (Arica)*, 38(3), 21-31. Recuperado de <https://doi.org/10.4067/s0718-34292020000300021>
- Pino, E., Montalván, I., Vera, A., & Ramos, L. (2019a). Stomatal conductance and its relationship with leaf temperature and soil moisture in olive cultivation (*Olea europaea* L.), in the period of fruit ripening, in arid zones. La Yarada, Tacna, Perú. *Idesia*, 37(4), 55-64. Recuperado de <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019000400055>
- Pino, E., Ramos, L., Avalos, O., Tacora, P., Chávarri, E., Angulo, O., Ascensios, D., & Mejía, J. (2019b). Factors affecting depletion and pollution by marine intrusion in the La Yarada's coastal aquifer, Tacna, Peru. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 177-213. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-07>.
- Pino, E., Chávarri, E., & Ramos, L. (2018). Governability and governance crisis its implications in the inadequate use of groundwater, case coastal aquifer of la yarada, Tacna, Perú. *Idesia*, 36(3), 77-86. Recuperado de <https://doi.org/10.4067/S0718-34292018005001301>

- Pino, E., Tacora, P., Steenken, A., Alfaro, L., Valle, A., Chávarri, E., Ascencios, D., & Mejía-Marcacuzco, J. A. (2017). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(6), 77-99. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-06>
- Rajbanshi, J., & Bhattacharya, S. (2020). Assessment of soil erosion, sediment yield and basin specific controlling factors using RUSLE-SDR and PLSR approach in Konar River basin, India. *Journal of Hydrology*, 587, 124935. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124935>
- Sánchez, F. (2017). *Hidrología superficial y subterránea*. Madrid, España: Createspace Independent Publishing Platform.
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2015). *Propuesta metodológica para el análisis de amenaza por movimientos en masa*. Quito, Ecuador: Secretaría de Gestión de Riesgos.
- Schumm, S. (1956). The evolution of drainage systems and slopes in badlands at Pearth Amboy, New Jersey. *Bulletin of the Geological Society of America*, (67), 597-646.

- Strahler, A. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union*, 38, 913-920. DOI: 10.1029/TR038i006p00913
- Strahler, A. (1952a). Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Bulletin of Geological Society of America*, (63), 1117-1142.
- Strahler, A. (1952b). Hypsometrie analysis of erosional topography. *Bulletin of Geological Society of America*, (63), 923-938.
- Vargas, V., Cruz, V., Antayhua, Y., Rivera, M., Chirif, H., & West, J. (2012). Estudio geotérmico campo Borateras. *INGEMMET. Boletín, Serie C: Geodinámica e Ingeniería Geológica*, 47, 74.
- Vera, A.; Pino-Vargas, E.; Verma, M.P.; Chucuya, S.; Chávarri, E.; Canales, M.; Torres-Martínez, J.A.; Mora, A.; Mahlkecht, J. (2021). Hydrodynamics, Hydrochemistry, and Stable Isotope Geochemistry to Assess Temporal Behavior of Seawater Intrusion in the La Yarada Aquifer in the Vicinity of Atacama Desert, Tacna, Peru. *Water* 2021, 13, 3161. <https://doi.org/10.3390/w13223161>
- Wilson, J., & García, W. (1962). *Geología de los cuadrángulos de Pachia y Palca Hoja 36v y 36x*. Lima, Perú: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET)-Comisión de la Carta Nacional.

Zomlot, Z., Verbeiren, B., Huysmans, M., & Batelaan, O. (2015). Spatial distribution of groundwater recharge and base flow: Assessment of controlling factors. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 349-368. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.07.005>

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-07

Articles

**Evaluation conditions to treat slime water with
coagulant-biofloculant by orthogonal design**

**Condiciones de evaluación para el tratamiento del agua
de fango de carbón con coagulante-biofloculante por
prueba ortogonal**

Yu Kang¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2449-3578>

Cheng Peng², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2598-4504>

Fengyuan Zhang³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2895-7544>

Jie Xing⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8672-8996>

Lixin Li⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2821-7108>

Fang Ma⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2618-9721>

Yan Liu⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8556-5040>

¹School of Safety Engineering, Heilongjiang University of Science and Technology, Harbin, China, 2641444749@qq.com

²School of Environment & Chemical Engineering, Heilongjiang University of Science and Technology, Harbin, China, pengchengdeuxiang@126.com

³School of Environment & Chemical Engineering, Heilongjiang University of Science and Technology, Harbin, China, 2905414483@qq.com

⁴Heilongjiang Provincial Research Academy of Environmental Sciences, Harbin, China, 18686885851@163.com

⁵School of Environment & Chemical Engineering, Heilongjiang University of Science and Technology, Harbin, China/State Key Lab of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin, China, lilixin1980@163.com

⁶State Key Lab of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin, China, 2184204283@qq.com

⁷College of life science and technology, Harbin Normal University, Harbin, China, 56355315@qq.com

Corresponding author: Lixin Li, lilixin1980@163.com, Jie Xing, 18686885851@163.com

Abstract

In this study, a new type of microbial flocculant combined with Poly-aluminum ferric chloride (PAFC) coagulant was utilized in the coagulation-



flocculation experiment of slime water. The removal effects of PAFC dosage, the bioflocculant dosage, and pH on the turbidity and Chemical Oxygen Demand (COD) of the coal slime water were investigated. The results illustrated that the best conditions for removing slime water turbidity and COD by single factor test were as follows: the dosage of PAFC was 37.5 mg/l, the dosage of bioflocculant was 0.75 mg/l, and the pH was 7.0. The most influential factors for turbidity and COD removal were identified through orthogonal test methodology as pH and PAFC dosage, respectively. The coagulation-flocculation of the best condition was a dosage of PAFC of 50.0 mg/l, the dosage of bioflocculant was 0.5 mg/l, and the pH was 7.0. Under this condition, the turbidity removal efficiency of 93.2 % and the COD removal efficiency of 47.2 % were obtained.

Keywords: Coal slime water, bioflocculant, single factor, orthogonal design.

Resumen

En este estudio se utilizó un nuevo tipo de floculante microbiano combinado con coagulante de cloruro férrico de polialuminio (PAFC) en el experimento de coagulación-floculación de agua de limo de carbón. Se investigaron los efectos de la dosis de PAFC, la dosis de biofloculante y el pH sobre la turbidez y la demanda química de oxígeno (COD) del agua de

limo de carbón. Los resultados mostraron que las mejores condiciones para eliminar la turbidez del agua de limo y la COD mediante la prueba de factor único fueron las siguientes: la dosis de PAFC fue de 37.5 mg/l, la dosis de biofloculante fue de 0.75 mg/l y el pH fue de 7.0. A través de la prueba ortogonal se identificó que los factores más influyentes para la turbidez y eliminación de COD son el pH y la dosis de PAFC, respectivamente. La mejor condición de la coagulación-floculación fue con una dosis de PAFC de 50.0 mg/l, una dosis de biofloculante de 0.5 mg/l y el pH de 7.0. Bajo esta condición, se obtuvo una eficiencia de remoción de turbidez del 93.2 % y una eficiencia de remoción de COD del 47.2 %.

Palabras clave: agua de limo de carbón, biofloculante, factor único, diseño ortogonal.

Received: 22/12/2020

Accepted: 13/06/2021

Introduction



Water resources are one of the most indispensable and vital energy sources on the earth. However, with rapid economic development, various industrial wastewater discharges increase, and water pollution is becoming increasingly severe (Chiban, 2011; Chiban, Soudani, Sinan, Tahrouch, & Persin, 2011). Among these, coal mine wastewater is one (Faustino *et al.*, 2019).

Coal slime water from coal washing consists of water and coal powder. Its main characteristics are high turbidity, fine powder, and its strong negative charge on the surface of solid particles. These particles are dispersed in water because the exact charges repel each other (Lin, Li, Hou, Kuang, & Wang, 2017). Furthermore, due to the surface interaction (adsorption, dissolution, combination, etc.) of solid particles in coal slime water (Chiban, Soudani, Sinan, & Persin, 2012; Chiban, Soudani, Zerbet, & Sinan, 2013), its removal becomes more complex, not only because of its suspension properties but also because of its colloidal characteristics (Sun, Xu, Nie, & Zheng, 2013; Lin *et al.*, 2020; Liang, Baoping, & Hong, 2010). Consequently, it is very difficult to control these conditions, which have become the main conditions in restricting the removal of pollution sources in the coal industry (Guo, Zhang, & Gao, 2013). However, coal slime water must be clarified and recycled to save water resources and reduce environmental pollution (Barraza, Guerrero, & Pineres, 2013;

Zhang, Chen, Fu, Yan, & Kim, 2016). Therefore, it is crucial to purify the slime water and meet the discharge standard.

In coal preparation plants, methods of coagulation-flocculation and aggregation usually strengthen the process of coal slime water to achieve wash water closed-circuit circulation. As a result, we must focus on this problem in applying coagulant and flocculant. Flocculants are increasingly widely used in coal preparation plants because they are high efficiency and low cost (Wang, Gan, & Zhang, 2019; Xia *et al.*, 2018; Gumfekar & Soares, 2018). Among them, the inorganic polymer coagulant PAFC has the advantages of various applications. For example, it can condense high turbidity water, coal mine water, and lake water as drinking water sources. Notably, the effect is better than Polyaluminum chloride and ferric chloride (Faraji *et al.*, 2019). The reagent has higher stability, shorter solidification time, and faster-settling speed, so it is often used to treat wastewater from the coal mine. However, it faces large dosage and secondary pollution problems, so the research and development dosage is small, and the flocculant without secondary pollution is incredibly concerning. Among them, microbial flocculants are interesting because of their excellent flocculation effect, and they are biodegradable and non-toxic, and harmless to the human body and environment (Yang, Wang, & Liu, 2017; Nguyen, Klai, Nguyen, & Tyagi, 2016; Singh *et al.*, 2017). Microbial flocculants are natural organic macromolecules produced and secreted by

microorganisms during active metabolism and cell lysis. These molecules can flocculate suspended solids (SS), cells, and colloid materials (Lian *et al.*, 2008). Previous studies have primarily focused on screening new isolates and optimizing culture conditions for high yield production (Xia *et al.*, 2008; Aljuboori, Idris, Abdullah, & Mohamad, 2013; Liu *et al.*, 2013). Consequently, it is essential to use the separated microbial flocculants in the actual industrial wastewater treatment.

In this study, the bioflocculant developed in the laboratory combined with PAFC coagulant was used for the coagulation-flocculation purification process of coal slime water. The removal effects of bioflocculant dosage, PAFC dosage, and pH on turbidity and COD of coal slime were studied. The degree of the influencing coagulation-flocculation effect was determined by conducting an orthogonal experiment, and a good result was achieved. This may help develop new flocculation agents and improve the clarification process of coal.

Materials and methods



Materials

Poly-aluminum Ferric Chloride (PAFC), which contains 30.4 % of alumina (Al_2O_3) and 1.5 % of iron oxide (Fe_2O_3); potassium dichromate ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$); Silver sulfate (Ag_2SO_4); Mercuric sulfate (HgSO_4); 1,10-Phenanthroline ($\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$).

Raw water in this study was collected from the coal slime water of the coal mine water purification plant in Heilongjiang province, China. After sampling the water from the coal mine, the samples were quickly transported to the laboratory. The turbidity and COD of the water samples were determined within 12 hours. The raw water characteristics were as follows: the temperature was 20.2 °C, pH was 7.6, turbidity was 2440.0 NTU, and COD was 2037.1 mg/l.

The biofloculant is primarily composed of polysaccharides (90.6 %) and protein (9.3 %) with a molecular weight of 10^5 - 10^6 Da (Li, Ma, & Zuo, 2016). The fermentation conditions were shaking at 140 rpm/min, 30 °C, and fermentation for 24 hours. Fermentation medium: glucose 10 g/l, K_2HPO_4 5 g/l, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.2 g/l, urea 0.5 g/L, KH_2PO_4 2 g/l, NaCl 0.1 g/l, yeast extract 0.5 g/l, pH 7.5. The medium applied in the expansion culture was the seed culture medium prepared according to 10 % of the

required fermentation liquid. The finished product was the liquid bacterial solution.

Jar-test

Coagulation experiments were performed in 1.0 L beakers using conventional Jar-test apparatus at room temperature. Each experiment was repeated three times to ensure experimental accuracy. The experiments of a single factor of PAFC dosage (12.5-62.5 mg/l), bioflocculant dosage (0.25-1.25 mg/l), and pH (5.0-9.0) were implemented (Li *et al.*, 2020). After adding PAFC, the solution was subjected to rapid mixing at 300 rpm (an equivalent of the average mixing gradient of 241.7 s^{-1}) for 1 minute; bioflocculant was added again, followed by slow mixing at 50 rpm (an equivalent of the average mixing gradient of 23.8 s^{-1}) for 5 minutes. The mixing was then stopped to allow the aggregated flocs to settle for 20 minutes. When each jar test was over, the supernatant water samples from approximately 3 cm below the water surface were taken for measurement.

Turbidity was measured by an SGZ-2P turbidimeter (Tomperi, Isokangas, Tuuttila, & Paavola, 2022); COD was determined using the potassium dichromate method (Zhang, Chen, Liu, Luo, & Gu, 2018); pH was measured by Sartorius PB-10 acidity meter.

Results and discussion

Effect of PAFC dosage on turbidity and COD removal

As depicted in Figure 1, the turbidity of coal slime water was significantly reduced by increasing the dosage of PAFC from 12.5 mg/l to 37.5 mg/l. When the dosage was 37.5-62.5 mg/l, the difference in turbidity removal efficiency was small, and the highest removal efficiency was able to reach 88.2 % at 62.5 mg/l. The reason for this is attributed to the fact that the cations provided by PAFC in the water reduced the negative charges on the surface of microbial flocculants and colloidal particles and promoted

the adsorption capacity of flocculants to the suspended particles in water (Zhang *et al.*, 2019). A close and stable large floc was formed under the combined action of electric neutralization and adsorption bridging, which enhanced the flocculation effect (Wang, Jiang, Tan, Wang, & Wang, 2018). The results demonstrated that charge neutralization was one of the most crucial coagulation mechanisms.

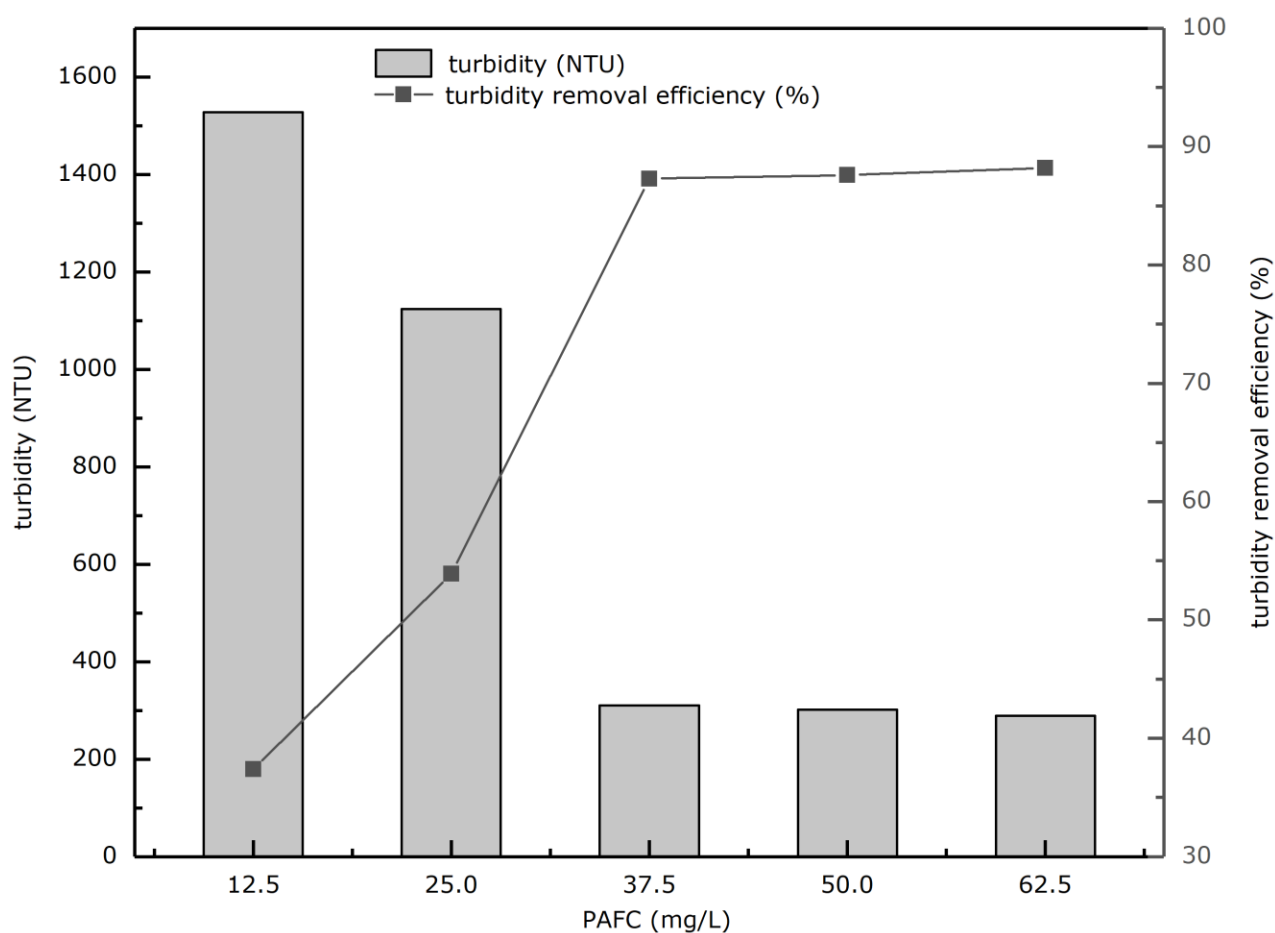


Figure 1. Effects of PAFC on removal efficiency of turbidity.

As illustrated in Figure 2, the COD of coal slime water firstly decreased and then increased with the increase of PAFC dosage from 12.5 mg/l to 62.5 mg/l. It was noted that the highest COD removal efficiency reached 46.2 % at the dosage of 50 mg/l, and then the COD removal efficiency

began to decline with the increase of the dosage. The COD removal efficiency was slightly different when the dosage was 37.5-62.5 mg/l. This is because PAFC can bridge with particles in coal slime water and neutralize the electric charge, which is beneficial to adsorption and flocculation (Gao, Liu, Wang, & Huang, 2013). Specifically, COD removal efficiency was similar when the PAFC dosage was 37.5 mg/l and 50 mg/l, respectively. Therefore, under the comprehensive consideration of flocculation efficiency and economic cost, the optimum dosage of PAFC was 37.5 mg/l.

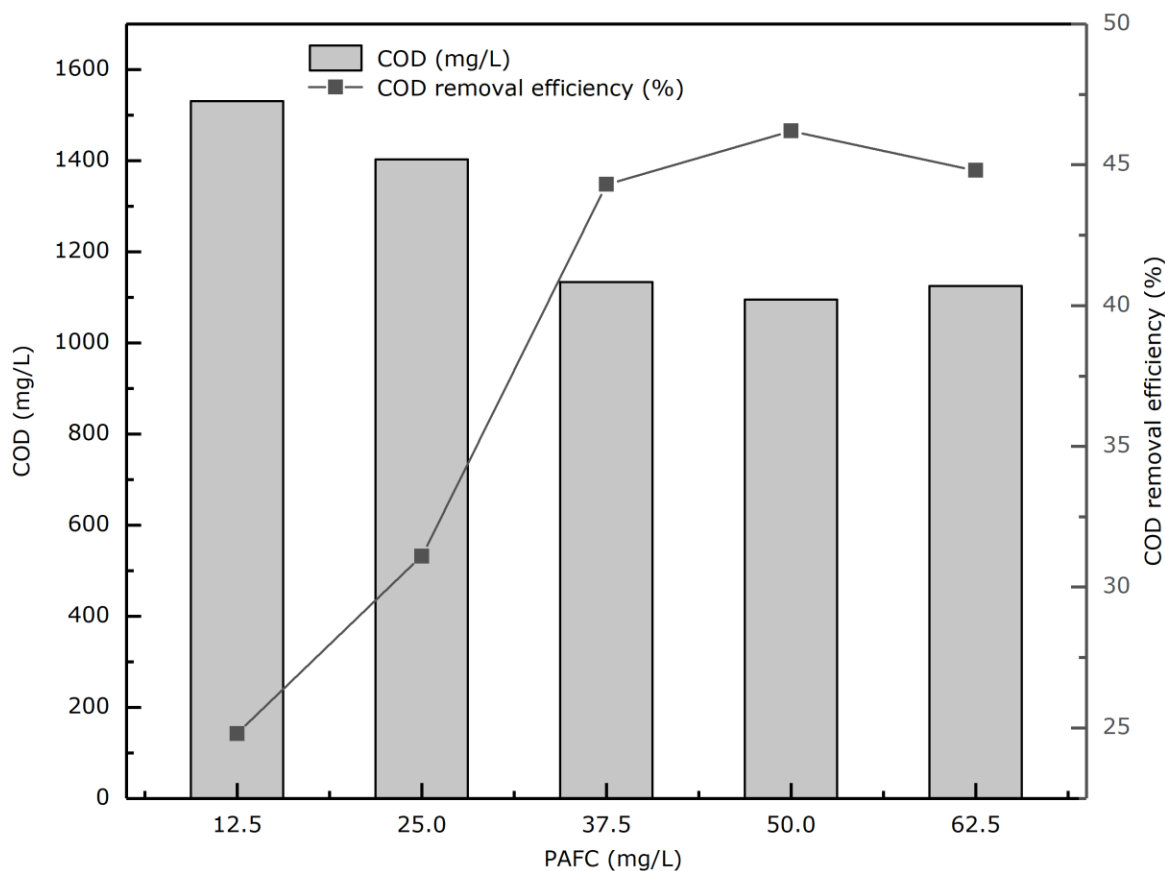


Figure 2. Effects of PAFC on removal efficiency of COD.

Effect of biofloculant dosage on turbidity and COD removal



As depicted in Figure 3, with the increase in bioflocculant dosage, the turbidity removal efficiency increased, and the highest turbidity removal efficiency reached 40.6 % at 1.25 mg/l. However, there was a slight difference in the effect of turbidity removal at a dosage of 0.75-1.25 mg/l. With the dosage increase, the removal of COD by bioflocculant initially increased and then decreased in Figure 4. It can be seen from the figure that when the dosage was 1.0 mg/l, the highest COD removal efficiency was 30.0 %, and with the later increase in the dosage, the COD removal efficiency began to decrease.

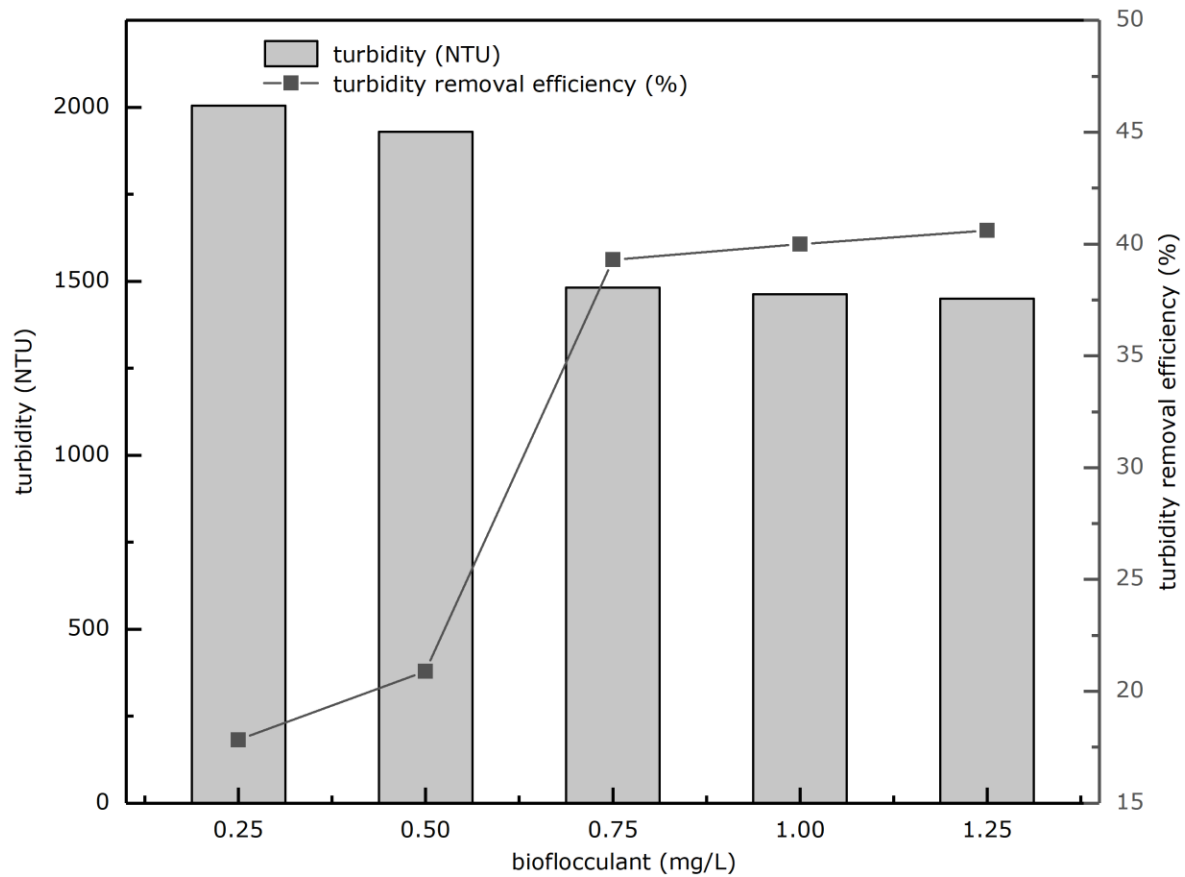


Figure 3. Effects of the bioflocculant on removal efficiency of turbidity.

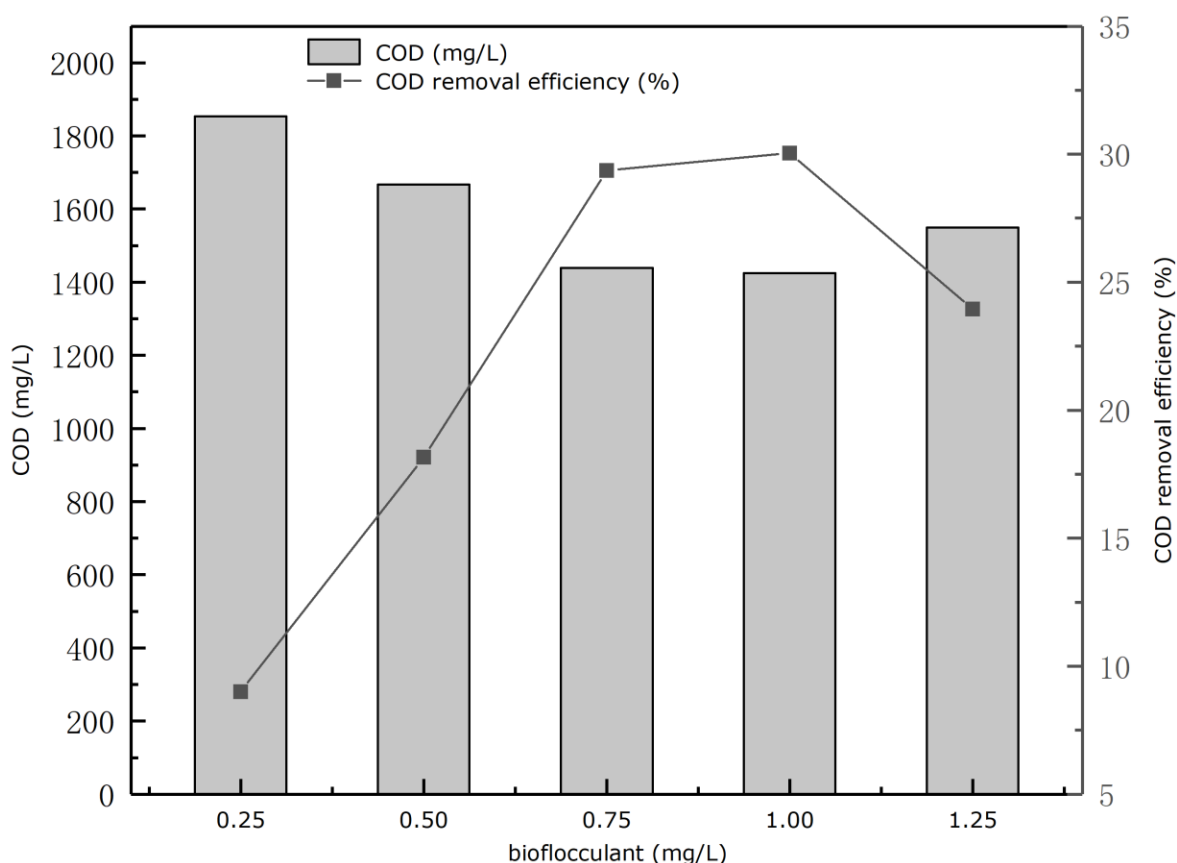


Figure 4. Effects of the bioflocculant on removal efficiency of COD.

Notably, there was a slight difference in COD removal efficiency at a dosage of 0.75-1.25 mg/l. When the dosage of the bioflocculant was more than 1.0 mg/l, there was excessive polysaccharide in the bioflocculant, which led to low COD removal efficiency (Liang *et al.*, 2010). The above results also reflect that the addition of microbial reagent

disrupted the charge balance of the coal water, and the polymer flocculant produced efficient flocculation settlement. Thus, the two reagents synergize slime water, and the ideal effect was achieved. A similar finding was documented by Gong *et al.* (2016), which reported that both the microbial reagent and polymer flocculant interacted with CaCl_2 , and the three reagents have a synergistic effect on slime water.

Effect of pH on turbidity and COD removal

As shown in Figure 5, the turbidity of coal slime water firstly decreased and then increased with the pH increase from 5.0 to 9.0. When the initial pH was 7.0, the turbidity removal efficiency reached a peak (85.7 %). At the pH range of 5.0-9.0, the lowest turbidity removal efficiency was 39.2 %. The optimum pH value was 7.0, so it was necessary for the amount of acid and alkaline solutions to adjust the pH to be saved. This pH value was the same as the initial pH. When the pH was more than 7.0, the negative charge of impurities in coal slime water increases the electrode potential and repulsion between particles, which is not conducive to particle aggregation. When the pH was less than 7.0, it was

not conducive to the hydrolysis of polyaluminium chloride to aluminum hydroxide polymer, affecting the coagulation of coal slime water. These results were similar to the previous results reported by Li *et al.* (2016) and Niu, Li, Zhao, Ren, and Yang (2011).

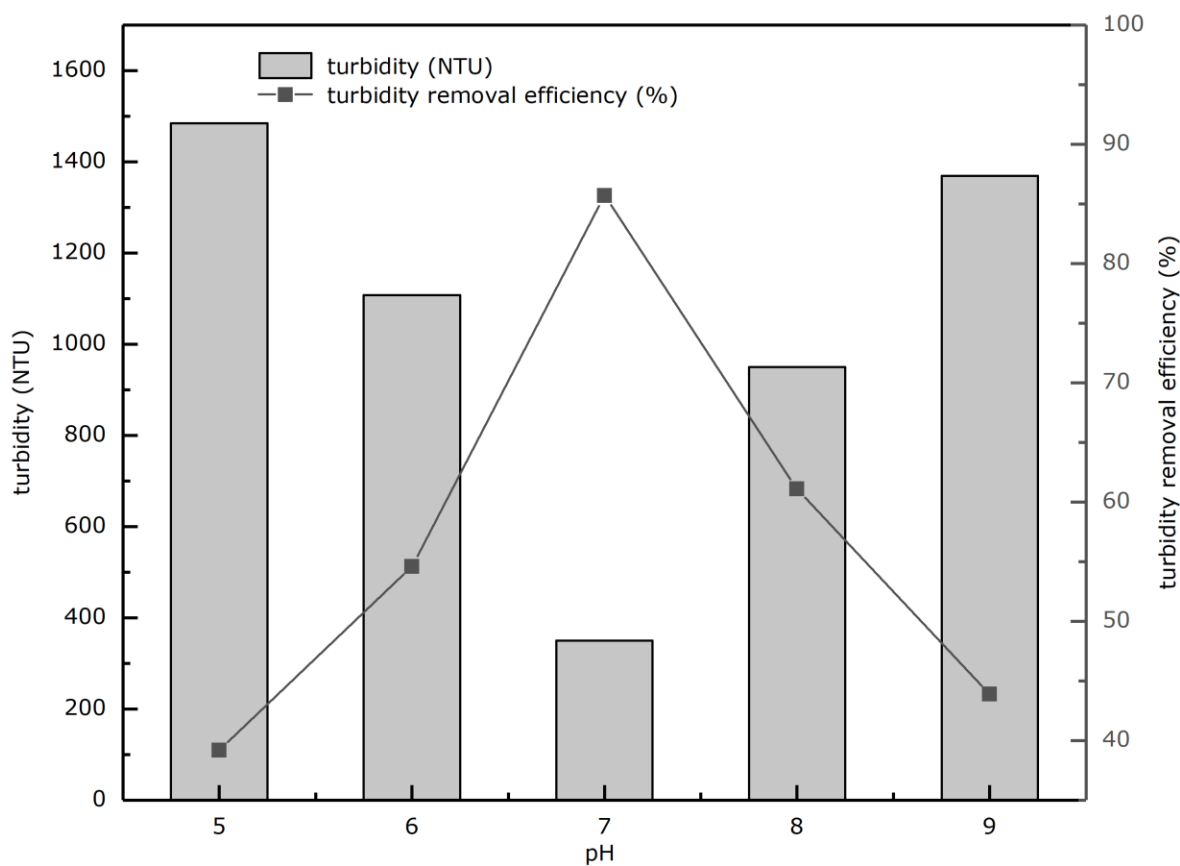


Figure 5. Effect of pH on removal efficiency of turbidity.

In Figure 6, with the increase of pH value, COD removal initially increased and then decreased. Under pH 7.0 conditions, the highest COD removal efficiency reached 44.2 %, and with the later increase in pH value, the COD removal efficiency decreased. Zeta potential is directly affected by the pH of slime water, an index affecting the stability of the colloidal dispersion system. With the increase of the absolute value of zeta potential, the stability of the colloid is enhanced. H^+ can neutralize some negative ions on slime's surface at a lower pH value and reduce the repulsion force between particles and zeta potential value. Meanwhile, with the increase of pH value, H^+ decreases, the HO^- ion content increases, the repulsion between particles increases, and zeta potential increases, so it can be seen that lower or higher pH is unfavorable to COD removal.

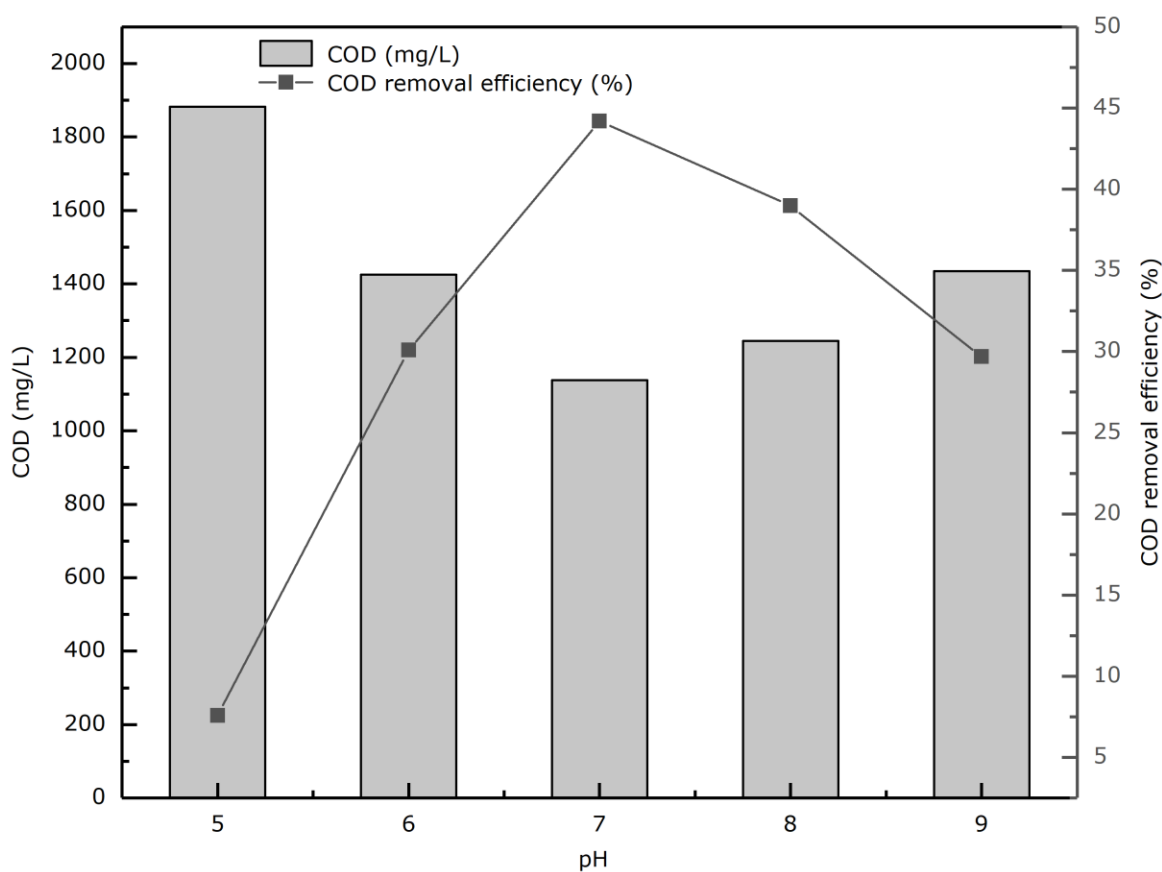


Figure 6. Effect of pH on removal efficiency of COD.

Orthogonal test on turbidity and COD removal efficiency



Orthogonal experiment design involves selecting some representative points from the overall test according to the orthogonality. This indicates that the variables are evenly distributed and independently evaluated in an orthogonal array. This method is an efficient and economical multi-factor experimental design method that can determine each variable's optimal conditions through limited experiments (Shi, Liu, Deng, & Yang, 2019; Peng *et al.*, 2013). According to the experimental results of a single factor, three groups of data were selected for an orthogonal experiment with three factors and three levels (Significance level $\alpha = 0.05$). See Table 1 for parameter selection.

Table 1. Design form of the orthogonal test L9 (3^3).

Levels	Factor A	Factor B	Factor C
	PAFC (mg/l)	Biofloculant (mg/l)	pH
1	25.0	0.50	6.0
2	37.5	0.75	7.0
3	50.0	1.00	8.0

It can be seen from Table 2 that the combination of PAFC and bioflocculant can obtain a higher turbidity removal rate. By comparing the range(R), pH was considered the more significant factor in the coagulation-flocculation process. The influence degree of each factor on the turbidity removal rate was $C > A > B$. In other words, the effect of pH value on turbidity removal rate was the most significant, followed by PAFC dosage and bioflocculant dosage, and this was consistent with the variance result (see Table 3). This result can be attributed to the dissociation of coagulants in a specific pH range. An appropriate pH value can improve the dissociation degree and charge density of coagulant, which is conducive to coagulant molecules' diffusion and facilitates the bridging effect of bioflocculant. Consequently, it can be seen here that pH value plays an important role (Li *et al.*, 2016).

Table 2. L9(3³) orthogonal tests range analysis on the removal efficiency of turbidity and COD.

No	Factors			Removal Efficiency	
	A	B	C	Turbidity (%)	COD (%)
1	1	1	1	53.8	29.8
2	1	2	2	82.1	37.0

3	1	3	3	60.1	31.7
4	2	1	2	86.5	43.5
5	2	2	3	73.9	44.1
6	2	3	1	71.3	40.8
7	3	1	3	90.4	44.5
8	3	2	1	73.0	44.6
9	3	3	2	86.1	44.4
The removal efficiency of turbidity					
k1	65.333	76.900	66.033	/	/
k2	77.233	76.333	84.900	/	/
k3	83.167	72.500	74.800	/	/
R	17.834	4.400	18.867	/	/
The removal efficiency of COD					
k1	32.833	39.267	38.400	/	/

k2	42.800	41.900	41.633	/	/
k3	44.500	38.967	40.100	/	/
R	11.667	2.933	3.233	/	/

Note: k1, k2, and k3 were the average values of the sum of removal rates of different categories at various levels. R was the range, indicating the degree of influence of each factor on the results.

Table 3. Analysis of variance of turbidity and COD removal efficiency.

Index	Factor	S _A	f	F	F critical value	Significance
Turbidity	A	494.842	2	7.174	5.143	***
	B	34.376	2	0.097	5.143	*
	C	534.816	2	7.756	5.143	***
COD	A	238.336	2	13.639	5.143	***
	B	15.629	2	0.895	5.143	*
	C	15.696	2	0.900	5.143	*

Note: S_A is the sum of squares of deviations; f is freedom; An F value that exceeds the F critical value is significant. ***indicates considerable effect, * suggests no significant effect and significance level $\alpha=0.05$.

According to the k value and variance analysis, the best coagulation-flocculation condition that affects the turbidity removal effect was the combination of A3B1C2. Simply put, the best conditions for turbidity removal are listed as follows: the dosage of PAFC was 50 mg/l, the bioflocculant was 0.50 mg/l, and the pH was 7.0. Under these conditions, the turbidity removal efficiency of 93.2 % was obtained.

The R and variance (see Table 3) analysis results suggested that the order of factors affecting COD removal efficiency was $A > C > B$. The amount of PAFC had the most significant impact on COD removal efficiency, followed by the pH value and the amount of bioflocculant. The order of COD removal efficiency slightly differs from turbidity. From the above results, it can be inferred that the best combination of factors affecting the removal efficiency of COD in slime water is A3B2C2, which was the PAFC dosage of 50 mg/l, bioflocculant of 0.75 mg/l, and pH 7.0. Under these conditions, the removal efficiency of the COD was 47.5 %. The results illustrate that the water quality was obviously improved under the best treatment conditions of A3B2C2. So, adding bioflocculant into PAFC could enhance the flocculation performance due to the additional bridging bonds between bioflocculant and Al/Fe-particles. Under the effect

of van der Waals force, charge neutralization, and strong bridging, the colloidal particles with COD formed a whole and finally precipitated from the water with gravity (Li *et al.*, 2016).

There was little difference observed between the mean values of B1 and B2 under the best conditions of turbidity and COD removal efficiency. This is because the B factor has the lowest effect on turbidity and COD removal efficiency, and variance tests were not significant. Under the comprehensive consideration of flocculation efficiency and economic cost, the best condition for turbidity and COD removal efficiency were determined as A3B1C2. Under these conditions, the removal efficiency of turbidity and COD were 93.2 % and 47.2 %, respectively.

Conclusions

The single factor experiments reflect that the best removal effect of turbidity and COD of the coal slime water was: PAFC dosage 37.5 mg/l, bioflocculant dosage 0.75 mg/l, pH 7.0. The orthogonal test indicated that

the pH value and the dosage of PAFC of the solution significantly impact the removal efficiency of turbidity and COD. Thus, the best turbidity and COD removal efficiency conditions were A3B1C2 and A3B2C2, respectively. Considering flocculation efficiency and economic cost, the best condition for turbidity and COD removal efficiency was finally determined as A3B1C2. The results demonstrate that the bioflocculant enhanced the treatment effects of PAFC for the coal slime water. Under this condition, the turbidity removal efficiency of 93.2 % and the COD removal efficiency of 47.2 % were obtained.

Acknowledgments

The authors acknowledge the National Natural Science Foundation of China (Grant: 51704102, 51678222, and 51408200), the 2017 creative universities talents of Heilongjiang Province (Grant: UNPYSCT-2017142), the China Postdoctoral Science Foundation (Grant: 2018M641888), Open Project of State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Grant: ES201803) and Open Project of Key Laboratory of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Chinese Academy of Sciences.

References

Aljuboori, A. H. R., Idris, A., Abdullah, N., & Mohamad, R. (2013). Production

and characterization of a bioflocculant produced by *Aspergillus flavus*. *Bioresource Technology*, 127, 489-493.

Barraza, J., Guerrero, J., & Pineros, J. (2013). Flotation of a refuse tailing fine coal slurry. *Fuel Processing Technology*, 106, 498-500.

Chiban, M., Soudani, A., Zerbet, M., & Sinan, F. (2013). *Handbook of Wastewater treatment: Biological methods, technology and environmental impact*. New York, USA: Inc. New York: Science Publishers.

Chiban, M., Soudani, A., Sinan, F., & Persin, M. (2012). Wastewater treatment by batch adsorption method onto micro-particles of dried *Withania frutescens* plant as a new adsorbent. *Journal of Environmental Management*, 95, S61-S65.

Chiban, M. (2011a). *Development and evaluation of a new water process of water: Application to the model solutions and campaign and industrial water of Agadir*. Editions Universitaires Européennes, Amsterdam and Netherlands of Edition.

Chiban, M., Soudani, A., Sinan, F., Tahrouch, S., & Persin, M. (2011b). Characterization and application of dried plants to remove heavy metals, nitrate, and phosphate ions from industrial wastewaters. *Clean-Soil Air Water*, 39(4), 376-383.

Faraji, M., Ebrahimi, A., Nourmoradi, H., Nikoonahad, A., Abdolahnejad,

- A., Ghanbari, R., & Mohammadi, A. (2019). Optimizing the removal of humic acid with polyaluminum chloride and polyaluminum ferric chloride as green coagulants using response surface methodology. *Desalination and Water Treatment*, 139, 297-304.
- Faustino, L. M., Braga, A. S., Sacchi, G. D., Whitaker, W., Reali, M. A. P., Leal-Filho, L. D. S., & Daniel, L. A. (2019). Removal of iron ore slimes from a highly turbid water by DAF. *Environmental Technology*, 40(26), 3444-3455.
- Gao, L. X., Liu, X. C., Wang, M., & Huang, L. (2013). Dewatering excess sludges of sanitary sewage by supersound and PAFC. *Applied Mechanics and Materials*, 361, 805-808.
- Gong, G. Q., Zhang, Y. J., Zheng, H. L., Liu, G. H., Li, Y. J., & Shi, K. (2016). Experimental study on the transmittance of the supernatant of refractory slime water. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 49(5), 417-424.
- Guo, X., Zhang, C., & Gao, P. Z. (2013). Research on low-carbon development of China's coal industry. *Applied Mechanics and Materials*, 291, 1577-1581.
- Gumfekar, S. P., & Soares, J. B. (2018). Polymer reaction engineering tools to design multifunctional polymer flocculants. *Chemosphere*, 210, 156-165.

- Li, L. X., Piao, Y. J., Fang, Ma., Sheng, T., Sun, C. Y., & Liu, W. M. (2020). Preparation of a novel inorganic-biological composite flocculant for the removal of turbidity and organic matter in the surface water. *Desalination and Water Treatment*, 180, 219-226.
- Li, L. X., Ma, F., & Zuo, H. M. (2016). Production of a novel bioflocculant and its flocculation performance in aluminum removal. *Bioengineered*, 7(2), 98-105.
- Lian, B., Chen, Y., Zhao, J., Teng, H. H., Zhu, L., & Yuan, S. (2008). Microbial flocculation by *Bacillus mucilaginosus*: Applications and mechanisms. *Bioresource Technology*, 99(11), 4825-4831.
- Liang, Z., Baoping, H. A. N., & Hong, L. (2010). Optimum conditions to treat high-concentration microparticle slime water with bioflocculants. *Mining Science and Technology*, 20(3), 478-484.
- Lin, Z., Sun, X. L., Wang, Q. W., Cao, J. W., Wang, C. Z., & Kuang, Y. L. (2020). Evaluation of the effect of hydraulic shear intensity on coal-slime water flocculation in a gradient fluidized bed. *Powder Technology*, 360, 392-397.
- Lin, Z., Li, P. T., Hou, D., Kuang, Y. L., & Wang, G. H. (2017). Aggregation mechanism of particles: Effect of Ca^{2+} and polyacrylamide on coagulation and flocculation of coal slime water containing Illite. *Minerals*, 7(2), 30-40.

- Liu, Z. Y., Hu, Z. Q., Wang, T., Chen, Y. Y., Zhang, J., Yu, J. R., Zhang, T., Zhang, Y. F., & Li, Y. L. (2013). Production of novel microbial flocculants by *Klebsiella* sp TG-1 using waste residue from the food industry and its use in defecating the trona suspension. *Bioresource Technology*, 139, 265-271.
- Nguyen, V. H., Klai, N., Nguyen, T. D., & Tyagi, R. D. (2016). Impact of extraction methods on bio-flocculants recovered from backwashed sludge of bio-filtration unit. *Journal of Environmental Management*, 180, 344-350.
- Niu, X. X., Li, X. L., Zhao, J. H., Ren, Y. G., & Yang, Y. Q. (2011). Preparation and coagulation efficiency of polyaluminium ferric silicate chloride composite coagulant from wastewater of high-purity graphite production. *Journal of Environmental Sciences*, 23(7), 1122-1128.
- Peng, S. F., Ding, Z., Xia, W. W., Zheng, H., Xia, Y. T., & Chen, X. D. (2013). Orthogonal design study on factors affecting the determination of common odors in water samples by headspace solid-phase microextraction coupled to GC/MS. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2013, 1-9.
- Shi, B., Liu, X., Deng, H. H., & Yang, S. J. (2019). Analysis of remediating effects of peat, sawdust, and gypsum in alkaline bauxite residue based on orthogonal experiments. *JOM*, 71(9), 2952-2958.
- Singh, S., Singh, S., Lo, S. L., Kumar, N., Kazmi, A. A., & Fakour, H. (2017).

Preparation and reuse of iron and aluminum oxides activated sewage sludge based coagulants for the post-treatment of up-flow anaerobic sludge blanket reactor effluent. *Journal of Cleaner Production*, 149, 1020-1032.

Sun, Y. Y., Xu, C. Y., Nie, R. C., & Zheng, J. H. (2013). Application of flocculant and coagulant to coal slime water. *Advanced Materials Research*, 781, 2170-2173.

Tomperi, J., Isokangas, A., Tuuttila, T., & Paavola, M. (2022). Functionality of turbidity measurement under changing water quality and environmental conditions. *Environmental Technology*, 43(7):1093-1101.

Wang, X. M., Gan, Y. H., & Zhang, S. J. (2019). Improved resistance to organic matter load by compositing a cationic flocculant into the titanium xerogel coagulant. *Separation and Purification Technology*, 211, 715-722.

Wang, X. L., Jiang, S. J., Tan, S. Y., Wang, X., & Wang, H. M. (2018). Preparation and coagulation performance of hybrid coagulant polyacrylamide polymeric aluminum ferric chloride. *Journal of Applied Polymer Science*, 135(23), 46-55.

Xia, X., Lan, S. H., Li, X. D., Xie, Y. F., Liang, Y. J., Yan, P. H., Chen, Z. Y., & Xing, Y. X. (2018). Characterization and coagulation-flocculation performance of a composite flocculant in high-turbidity drinking water

treatment. *Chemosphere*, 206, 701-708.

- Xia, S. Q., Zhang, Z. Q., Wang, X. J., Yang, A., Chen, L., Zhao, J. F., Leonard, D., & Jaffrezic-Renault, N. (2008). Production and characterization of a bioflocculant by *proteus mirabilis* TJ-1. *Bioresource Technology*, 99(14), 6520-6527.
- Yang, Z. C., Wang, W., & Liu, S. Y. (2017). Flocculation of coal waste slurry using bioflocculant produced by *Azotobacter chroococcum*. *Energy & Fuels*, 31(2), 1460-1467.
- Zhang, Y. D., Li, M., Liu, D., Hou, X. L., Zou, J. L., Ma, X. T., Shang, F. Y., & Wang, Z. W. (2019). Aluminum and iron leaching from power plant coal fly ash for preparation of polymeric aluminum ferric chloride. *Environmental Technology*, 40(12), 1568-1575.
- Zhang, S. H., Chen, W., Liu, Y., Luo, P. F., & Gu, H. W. (2018). A modified method for the accurate determination of Chemical Oxygen Demand (COD) in high Chloride oilfield wastewater. *Open Journal of Yangtze Das and Oil*, 3(4), 263-277.
- Zhang, J. S., Chen, N., Fu, G., Yan, M. W., & Kim, Y. C. (2016) The safety attitudes of senior managers in the Chinese coal industry. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(11), 1147-1158.

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-08

Artículos

Diseño de biocolumnas con biomasa seca y triturada de *E. crassipes* para el tratamiento de agua contaminada con Cr (VI)

Design of biocolumns with dry and crushed biomass of *E. crassipes* for the treatment of water contaminated with Cr (VI)

Uriel Fernando Carreño-Sayago¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4801-5725>

¹Fundación Universitaria los Libertadores, Bogotá DC, Colombia,
ufcarrenos@libertadores.edu.co

Autor para correspondencia: Uriel Fernando Carreño-Sayago,
ufcarrenos@libertadores.edu.co

Resumen



Muchas investigaciones alrededor del mundo se centran en encontrar procesos y materiales con la suficiente capacidad para descontaminar aguas de una manera eficiente y económica. Con celulosa seca y triturada de la planta *E. crassipes* se realizan experimentos a escala de laboratorio con resultados interesantes debido a su abundancia y eficacia en la retención de contaminantes, pero la implementación en la industria de estos procesos con esta biomasa para el tratamiento de sus efluentes ha sido un poco dispendiosa. El objetivo de esta investigación es diseñar biocolumnas con biomasa seca y triturada de *E. crassipes* para el tratamiento de agua contaminada con Cr (VI), donde se transformó con cloruro de hierro para favorecer la capacidad de intercambio de cationes. Se experimentó el proceso de adsorción a una escala laboratorio en batch para determinar las capacidades de adsorción a través de las isotermas de Langmuir. Con estas capacidades se diseñó el montaje experimental de biocolumnas a una escala piloto de laboratorio y posteriormente se realizó un balance de materia, con el fin de determinar el caudal ideal para el tratamiento de Cromo (VI). Se construyó un sistema de biocolumna con material de *E. crassipes* para el tratamiento eficaz del 85 % de cromo (VI) y una biocolumna con *E. crassipes* con hierro para un tratamiento alrededor del 95 % de cromo presente en el agua. Se concluye que este sistema de tratamiento tiene una confiabilidad alta para remover aguas contaminadas con cromo (VI).

Palabras clave: biotratamiento, celulosa, escalado, adsorción.

Abstract

Much research worldwide focuses on finding processes and materials with enough capacity to decontaminate water efficiently and cheaply. With dry and crushed cellulose from the *E. crassipes* plant, experiments are carrying out on a laboratory scale with interesting results due to its plenty and efficiency in the retention of pollutants, but the implementation in the industry of these processes with this biomass for the treatment of its effluents It has been a bit wasteful. The objective of this research is to design bio-columns with dry and crushed biomass of *E. crassipes* for the treatment of water contaminated with Cr (VI), where it was transforming with iron chloride to favor the cation exchange capacity. The adsorption process was experimenting on a batch laboratory scale to determine the adsorption capacities through the Langmuir isotherms. With these capacities, the experimental set-up of the biofilter was designing on a pilot scale and subsequently, a material balance was carrying out to determine the volume necessary for the efficient removal of Chromium (VI). A biocolumn system with *E. crassipes* material was building for the effective treatment of 85 % of chromium (VI) and a biocolumn with *E. crassipes* with iron for treatment of around 95 % of chromium present in the water. Concluding that this treatment system has high reliability to remove water contaminated with chromium (VI).

Keywords: Biotreatment cellulose adsorption, scale.



Recibido: 30/11/2020

Aceptado: 11/06/2021

Introducción

Hoy en día, el cuidado del agua se ha convertido en una necesidad imperiosa en las políticas ambientales en todo el mundo debido al constante deterioro de las fuentes de hídricas, como ríos, lagunas, humedales, etcétera. Una de las muchas formas en que se está atentando al agua de nuestro planeta es la desaforada contaminación por parte de las industrias irresponsables con el vertimiento de metales pesados. Estos contaminantes deterioran de manera significativa los ecosistemas acuáticos con metales como el mercurio de la minería, el cromo de las curtiembres y el níquel de la industria de pinturas, entre otros, y causan graves impactos ambientales, sociales y económicos (Zhao *et al.*, 2016) Uno de los metales pesados que más graves impactos ocasiona a la naturaleza y a la salud humana es el cromo, que en su estado de oxidación

(VI) es letalmente cancerígeno para el humano (Sidhu, 2016), por tal motivo se debe tratar de una manera eficaz en las industrias que poseen este metal pesado en sus efluentes.

El tratamiento del agua es un objetivo fundamental en proyectos de sustentabilidad ambiental, y debido a esto se deben investigar, diseñar y desarrollar sistemas de tratamiento nuevos, efectivos y económicos a través de proyectos disruptivos (Sayago, 2020).

Con celulosa se podrían desarrollar sistemas de tratamiento alternos y eficientes debido que es un material en muchos casos de desecho y con la posibilidad de adsorber los contaminantes del agua por medio de sus múltiples sitios activos como OH, NH₂ y COOH, lugares donde se alojan los metales pesados; Li, Ma, Venkateswaran, & Hsiao, 2020; Garba *et al.*, 2020; Yao *et al.*, 2019; Carreño-Sayago & Rodríguez-Parra, 2019).

Una planta nativa, invasiva y de alto impacto es *E. crassipes*, pues brinda una gran cantidad de celulosa debido a su alta tasa de reproducción y por ello es un problema en humedales (Sayago, 2020); Emam, Faraha, Kamal, Gamal, & Basseem, 2020; Carreño-Sayago, 2016). Actualmente, esta biomasa de *E. crassipes* se desperdicia debido a la falta de proyectos de sostenibilidad para su adecuado aprovechamiento en sistemas de tratamiento alternos y económicos de aguas residuales industriales y domésticas (Yin, Zhang, Liu, Li, & Wang, 2016; Pratama, Amalia,

Rohmah, & Saraswati, 2020; Feng *et al.*, 2017; Sayago, 2019; Sayago, 2020).

Una forma de optimizar el proceso de tratamiento con la biomasa de *E. crassipes* es a través de cloruro de hierro por el pronunciado proceso oxidativo que ejerce sobre la materia orgánica creando más sitios activos y aumentando la probabilidad de adsorción de metales pesados (Chen *et al.*, 2019; Pereira *et al.*, 2020).

Para determinar las eficiencias de remoción de metales pesados a través de biomasa, por lo general se llevan a cabo en batch, a escala de laboratorio, obteniendo así las capacidades de adsorción y las cinéticas de adsorción (Lin, Yang, Na, & Lin, 2018). Después estos experimentos deben validarse a través de pruebas a mayor escala, por ejemplo, experimentos en columna fija de flujo continuo, en una disposición similar a la que debe usarse en los tratamientos de los efluentes industriales (Yakubua, Adekolab, & Olatunjib, 2019; Nazir, Tahir, Akhtar, & Abdullah, 2019; Qiao, Li, Li, Liu, & Du, 2020; Xiao *et al.*, 2019; Sayago, 2021).

La presente investigación consta de dos fases. En la primera fase se llevará a cabo la experimentación por lotes (batch) para determinar la capacidad de adsorción de Cr (VI) por *E. crassipes* (EC) y *E. crassipes* modificado con cloruro de hierro (EC + Fe), con el fin de encontrar los parámetros de diseño de la siguiente fase de esta investigación, que consiste en un proceso de balance de materia para determinar las variables de diseño ideales en la construcción de un proceso de

biocolumna en continuo con el mismo material biológico, donde se evaluaron la cinética de adsorción y las capacidades de adsorción.

Materiales y métodos

La presente investigación se divide en dos secciones, que se desarrollaron en serie. La primera sección consiste en la experimentación a escala de laboratorio (batch), donde se realizó la experimentación por lotes, para encontrar la capacidad de adsorción (q) de (EC) y (EC + Fe) en la adsorción de cromo (VI). Después de este proceso, el comportamiento de adsorción se determinará a través de diferentes modelos matemáticos, validando estos resultados con el diseño y construcción de biocolumnas con material adsorbente (EC) y (EC + Fe).

Uso de *E. crassipes* (EC)



Las plantas de *E. crassipes* se recolectaron en un humedal en el municipio de Mosquera, en las afueras de Bogotá D.C., Colombia; luego se lavaron con agua destilada, separando la raíz del tallo y las hojas. Se recolectaron alrededor de 30 plantas; luego se secaron a 70 °C durante 48 h para eliminarla humedad y moler hasta un diámetro de 0.220 mm. La biomasa pulverizada se tamizó a través de un molino de cuchillas para obtener diferentes tamaños de partículas, en un tamiz número malla 70 (U.S. STD. Sieve).

Obtención de celulosa modificada con hierro

Biomasa con cloruro de hierro: se mezcló con 1 g de celulosa (*E. crassipes*) y 200 ml de agua desionizada; luego se agregó 1 g de cloruro de hierro FeCl_3 anhidro con un pH de 3.0. Después, la suspensión se colocó en un agitador durante tres horas a 175 rpm y 50 °C para impregnar Fe (III) en la superficie de la celulosa (Lin *et al.*, 2018). Posteriormente, el pH de la suspensión se ajustó a 10.0 para formar oxi-

hidróxido de hierro FeOOH en la superficie de la celulosa usando 40 mg/l de NaOH .

Medición de cromo

Medición de Cr (VI): 20, 50, 100 y 200 mg de cromo/l. Se tomaron muestras en el matraz en cada intervalo de tiempo, analizando la concentración de cromo residual. Se tomaron muestras de 20 μm y luego se llevaron a la centrífuga (KASAI MIKRO 200). En el muestreo, se analizaron alícuotas de la mezcla de reacción para determinar la concentración de cromo residual usando un UV84.

Espectrofotómetro (espectrofotómetro Evolution 300) mediante el monitoreo de cambios en la absorbancia. Todos los procedimientos para la determinación de cromo, para agua y sustratos, se llevaron a cabo mediante la implementación de APHA (procedimiento de la Asociación Estadounidense de Salud Pública) para pruebas estándar (métodos estándar para el examen de agua y aguas residuales).

Experimento de adsorción en lote

Los experimentos de adsorción por lotes se hicieron en un recipiente de vidrio de 100 ml con agitación constante (agitador IKA Ks 4000) a 20 °C, 250 rpm. Los datos se tomaron cada 20 minutos hasta que se completaron 180 minutos. La muestra tomada es de 20 µL. Todos los experimentos se realizaron por triplicado, con un promedio de los valores finales. La solución madre de 1 000 mg/l de Cr (VI) se preparó con agua destilada usando dicromato de potasio. Esta solución madre se usó para preparar las soluciones de prueba de 20, 50, 100, 200, 300 y 600 mg/l Cr (VI). La capacidad de adsorción se determinó suspendiendo 0.3 g de biomasa en 40 ml de solución de prueba de Cr (VI) durante 140 minutos a 200 rpm, tomando muestras cada 20 minutos.

Experimentación en continuo. Diseño y construcción de biocolumnas a escala piloto



Se construyeron las biocolumnas con embaces plásticos reciclados pet; se cortaron en la parte superior y se unieron para crear un compartimiento. El volumen de la biocolumna se determinó a través de la Ecuación (15), donde se encontró que se necesitaría un espacio de 246 ml para la biomasa de (EC + Fe). Para el cumplimiento de este parámetro se estableció un diámetro de 12.5 cm y una altura de 6.4 cm. Para el cumplimiento de la biocolumna determinada en la Ecuación (15) de 316 ml se estableció una altura de 8 cm y un diámetro de 12.5 cm.

Se dispone de orificios a la entrada para controlar el flujo regulando la velocidad de flujo de 20 ml/min.

Se mantuvo constante la densidad del lecho, en condiciones de temperatura y presión de 20 °C y 1 bar, respectivamente, el sistema dispone de un control de flujo manual, se tomaron muestras cuando pasaron 100 ml por el sistema, la segunda fueron otros 100 ml, y así hasta completar la saturación del sistema; las muestras tomadas se analizaron en el equipo de absorción atómica. El pH de la muestra se mantuvo neutro.

En la Figura 1 se observa un esquema del montaje experimental empleado. Todas las pruebas se hicieron por duplicado para la confiabilidad de los resultados; se calculó el promedio entre los datos obtenidos y con esto el porcentaje de remoción de Cr (VI).



Figura 1. Biocolumna utilizada en el proceso de adsorción.

Resultados

Un concepto especial en el presente artículo es la densidad de la partícula (ρ_p); esta densidad se define como la masa diminuta de la partícula (m_p) sobre el pequeño volumen de la partícula (V_p) ocupado en un espacio. Ecuación (1):

$$\rho_p = \frac{m_p}{V_p} \quad (1)$$

El volumen de cada partícula, asumiendo que son esféricas. Ecuación (2):

$$V_p = \frac{4\pi r^3}{3} \quad (2)$$

Donde r es el radio de la partícula; la relación de entre densidades es soportada por el parámetro de diseño de la porosidad ε , este parámetro

relaciona la masa de la partícula con el volumen ocupado de la partícula y relaciona la biomasa total con el volumen ocupado. Ecuación (3):

$$\varepsilon = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_p} \quad (3)$$

Donde la densidad ρ_b del medio filtrante de (EC) y (EC + Fe), la masa del (m) y el volumen del adsorbente (V) vienen dados a través de la Ecuación (4):

$$\rho_b = \frac{m}{V} \quad (4)$$

Los valores de la porosidad deben estar por encima de 0.5. En los diseños de los filtros biológicos es tan importante el diámetro de la partícula (Iváñez, 2017; Worch, 2012), teniendo una porosidad (ε), donde la densidad de la partícula sea superior a la densidad del contenido de la biomasa.

Balance de masa en la biocolumna

La cantidad adsorbida de metal pesado en la biocolumna es la forma de tratamiento del agua contaminada, siendo un proceso de quimiadsorción. La diferencia entre la entrada de contaminación y salida de la misma junto con la quimisorción es igual a la retención dentro del proceso de tratamiento, representado en la Ecuación (5):

$$\text{Retención} = (\partial) \text{Entrada} - (\partial) \text{Salida} - (\partial) \text{Quimisorción} \quad (5)$$

A través de ecuaciones diferenciales se podrán explicar los procesos representativos de la quimisorción debido a que ocurren cambios (∂) a través del tiempo en la capacidad (∂q) , la concentración (∂c) y la porosidad $(\partial \varepsilon)$. En la Figura 2 se representan las ecuaciones y el balance de materia realizado para encontrar los parámetros ideales de las biocolumnas. La entrada a la biocolumna se relaciona con la velocidad del agua de entrada (f) , junto con el volumen en capacidad (v) , la concentración inicial de Cr (VI), relacionado con la zona longitudinal de la biocolumna (z) :

$$\text{Entrada} = f \frac{\partial Cr(VI)(t,z)}{\partial z} \quad (6)$$

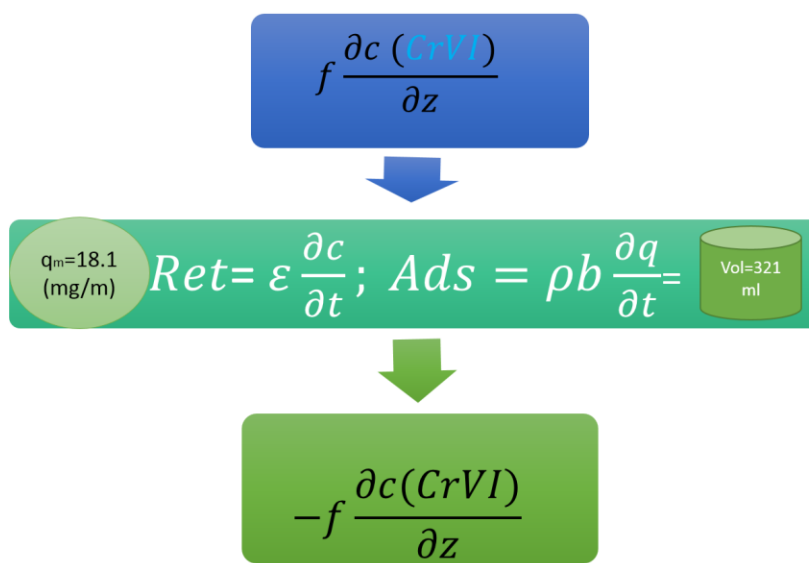


Figura 2. Representación del modelo de la biocolumna en el proceso de tratamiento de Cr (VI).

Quedando la masa de entrada de Cr (VI) por unidad de tiempo:

$$Entrada = \frac{\partial c}{\partial t} \quad (7)$$

La salida en la biocolumna se asocia con la velocidad del agua (f) la concentración final de Cr (VI) se vincula con la zona longitudinal de la biocolumna (z):

$$Salida = f \frac{\partial Cr(VI)(t,z)}{\partial z} \quad (8)$$

Quedando la masa de salida de Cr (VI) por unidad de tiempo:

$$Salida = \frac{\partial c}{\partial t} \quad (9)$$

La diferencia entre las ecuaciones (7) y (9) se reflejará en la ecuación final del proceso de balance volumétrico.

En el proceso de tratamiento en la biocolumna, el término de la adsorción química es determinante, siendo la densidad de la partícula (ρ) determinante como variable de diseño del proceso; la capacidad de esta biomasa (q) está en función del tiempo:

$$Adsorción = \rho \frac{\partial q(t,z)}{\partial t} = \rho b \frac{\partial q}{\partial t} \quad (10)$$

La retención se representa por la diferencia entre las densidades de la biocolumna y la densidad de la partícula (Ecuación (3)):

$$Retención = \varepsilon \frac{\partial c(t,z)}{\partial t} = \varepsilon \frac{\partial c}{\partial t} \quad (11)$$

Teniendo en cuenta la Ecuación (5), queda la Ecuación (12) general de balance de masa en la biocolumna:

$$\varepsilon \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial c}{\partial t} - \rho b \frac{\partial q}{\partial t} \quad (12)$$

En el proceso de tratamiento inicial se podría decir que todos estos parámetros de diseño son constantes, quedando la Ecuación (13):

$$\frac{\varepsilon c}{t} = \frac{c}{t} - \frac{mq}{vt} \quad (13)$$

Todo se multiplica por el volumen y por el tiempo, quedando la ecuación de diseño de procesos de biocolumna, donde el tiempo (T) será el de la ruptura del proceso, quedando la Ecuación (14):

$$Co\varepsilon V = QCoT - mq \quad (14)$$

Despejando (Q), queda la Ecuación (15):



$$Q = \frac{v\varepsilon}{T} + \frac{mq}{CoT} \quad (15)$$

Donde Q es el caudal que se utilizará ml/min; (V) , el volumen de diseño del proceso de biocolumna; Co , la concentración inicial de Cr del proceso mg/l; se debe calcular (ε) con la Ecuación (3), relacionando las densidades de la partícula y la densidad del lecho, junto con el tiempo estipulado de ruptura (T) ; el parámetro medido en batch será (q) la capacidad de adsorción para las dos biomasas con unidades de m/m. A través de la Ecuación (15) se encontrará el caudal de diseño ideal para el debido tratamiento.

Experimentación en batch

La Figura 3 representa la experimentación de las pruebas realizadas en batch para la biocolumna de solo material vegetal de (EC), mostrando algunas complicaciones para remover cromo (VI) con concentraciones iniciales de 200 mg/l, pues tan sólo removi6 un 65 % de este material contaminante. Con las concentraciones de 100, 50 y 20 mg/l de Cr (VI)

iniciales se pudieron observar unas remociones importantes de más del 80 %; se cumplieron las expectativas de remoción.

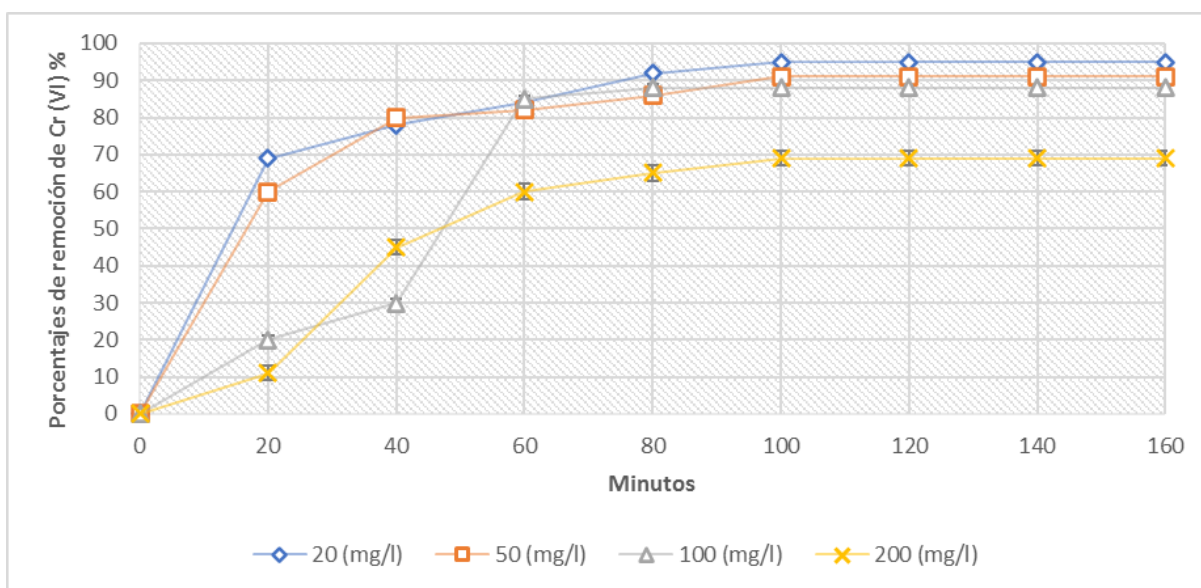


Figura 3. Porcentajes de remoción de celulosa de (EC).

La biocolumna de (EC) bajo esta experimentación es interesante con concentraciones bajas de Cr (VI), tal y como se observó en Sarkar, Rahman y Bhounik (2017), donde las remociones de Cr (VI) fueron relevantes con concentraciones bajas de este metal pesado. La Figura 4 muestra las remociones de (EC + Fe).

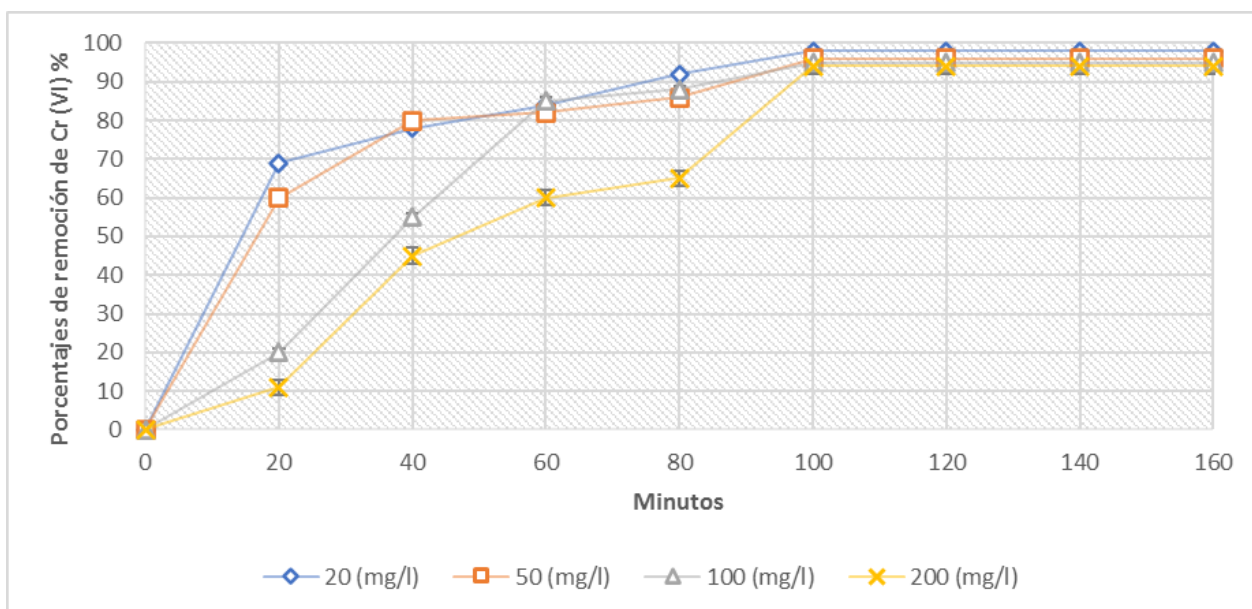


Figura 4. Porcentajes de remoción (EC + Fe).

Al contrario de la biocolumna de (EC), las remociones con ayuda de hierro para esta biomasa de *E. crassipes* fueron interesantes debido al aporte de sitios activos de (OH), en donde el cromo se quimiadsorbió (Lin *et al.*, 2018); esto se muestra en las remociones importantes con concentraciones iniciales de 200 mg/l, alcanzando una remoción de más del 95 %. También bajo concentraciones de 100, 50 y 20 mg/l se mostraron eficiencias superiores al 95 % en la quimisorción de este metal pesado.

Isotermas de adsorción

Hubo cuatro puntos iniciales diferentes, donde fue la concentración inicial de 20, 50, 100 y 200 mg/l de cromo (VI). Cada proceso arrojó cuatro concentraciones finales (C_e), y cuatro capacidades finales (q); con estos parámetros se obtendrán las isotermas de Langmuir (Yi et al., 2016; El-Zawahry, Abdelghaffar, Abdelghaffar, & Hassabo, 2016).

Las isotermas de adsorción de Langmuir se muestran en la Figura 5 y Figura 6; la gráfica de C_e/Q vs. C_e para la adsorción de Cr (VI) representa la ecuación de Langmuir; con esta gráfica se pudo obtener la capacidad máxima (q) de adsorción de estas biomásas.

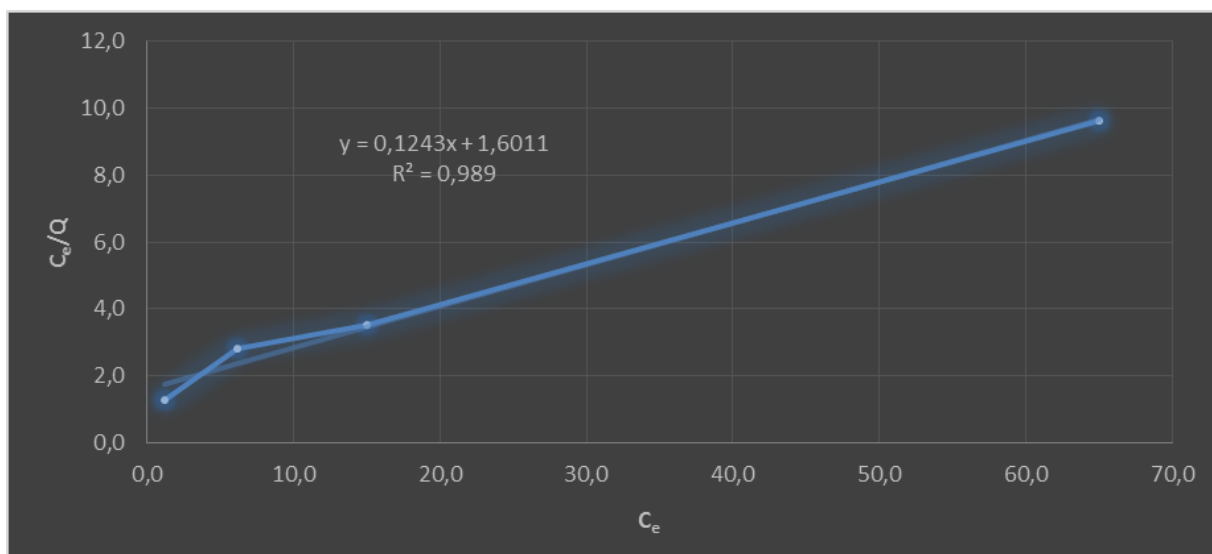


Figura 5. Isotermas de Langmuir de (EC).

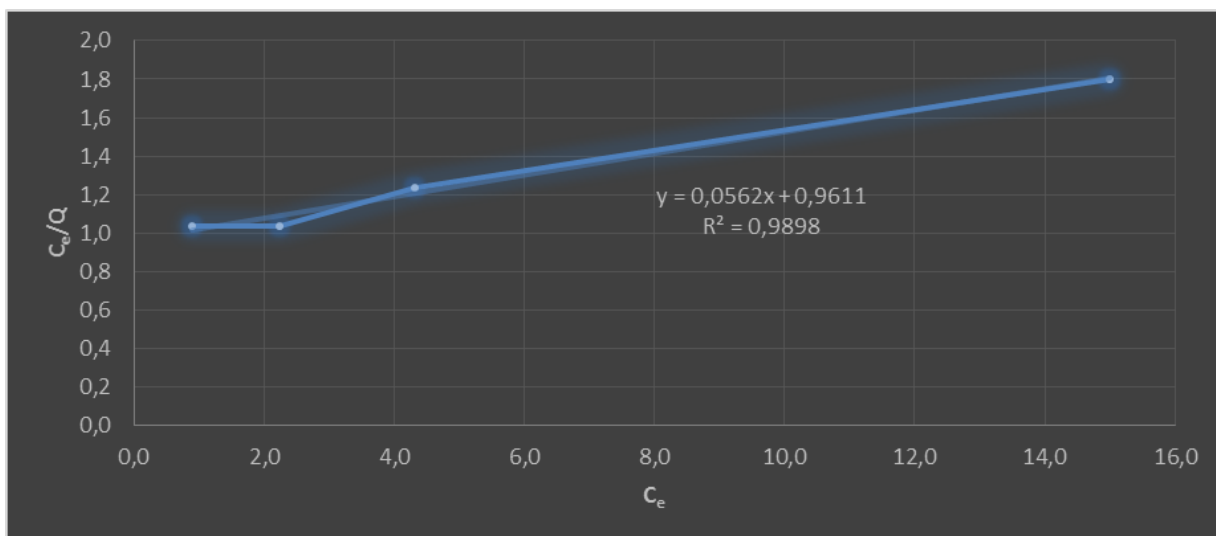


Figura 6. Isotermas de Langmuir del experimento (EC + Fe).

Se puede observar un ajuste representativo del 0.989 R^2 . Tomando como referencia la Ecuación (16) de Langmuir linealizada:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} C_e + \left(\frac{1}{q_m B} \right) \quad (16)$$

La variable de capacidad máxima (q_m) es el parámetro de diseño de capacidad máxima de retención de cromo (VI) por parte de la biomasa de (EC) de 8.1 mg/l; resultados afines se vieron en los experimentos

reportados por Li, Liu, Na, Lu y Liu (2013); Lin *et al.* (2018), y Zhang *et al.* (2015), donde utilizó biomasa de *E. crassipes* sin modificación. En la Figura 5 se muestran las isothermas de Langmuir del experimento de la biomasa (EC + Fe).

Teniendo en cuenta la Figura 6, la capacidad máxima (q_m) de la celulosa de (EC + Fe) es 18.2 mg/g. En la Tabla 1 se muestran los parámetros q_m y B de las biomazas experimentadas.

Tabla 1. Resumen de los parámetros de Langmuir.

	q_m (mg/m)	B
EC	8.1	0.077
EC + Fe	18.2	0.052

En comparación de EC y EC + Fe se puede concluir que esta última tiene una capacidad casi de 2.2 veces más grande que la biomasa de (EC); el hierro oxidó la materia orgánica creando más grupos activos, como (OH), favoreciendo el alojamiento del Cr (VI) en la biomasa de (EC + Fe).

Con los valores de capacidad de EC + Fe, y CE de 18.2 y 8.1 mg/g, respectivamente, se procederá a diseñar y desarrollar una biocolumna con estos materiales.

Experimentación en continuo

Con la Ecuación (1) se obtiene la densidad de la partícula. El tamaño del diámetro por partícula tanto para EC y EC + Fe es de 0.220 mm. Con este valor se calculará el volumen de cada partícula, asumiendo que son esféricas, a través de la Ecuación (4). Resolviendo esta ecuación se obtiene el volumen ocupado por la partícula de EC y EC + Fe, que es de 0.05 mm³ de la esferita de partícula de EC y EC + Fe.

Tomando el peso de la diminuta partícula de EC y EC + Fe, arrojó un valor aproximado de 0.015 g, siendo la densidad de la partícula de 2 mg/mm³.

La biomasa utilizada en el proceso de adsorción será de 50 g, para la biocolumna de EC + Fe, y 60 g para la biocolumna de EC, donde la altura relacionada es de 8 cm, con un diámetro de 12.5 cm.

Con la Ecuación (2) se obtiene el volumen total de la biomasa ocupada en la biocolumna, alrededor de 175 cm³, siendo su densidad de

material adsorbente (ρ) de EC + Fe de 0.85 g/cm^3 ; para ambos procesos se tiene una biomasa de 60 g y posee una densidad de 0.95 g/cm^3 .

La relación entre densidades es soportada por el parámetro de diseño de la porosidad (ε); este parámetro relaciona la masa de la partícula con el volumen ocupado de la partícula, y asocia la biomasa total con el volumen ocupado (Ecuación (3)):

$$\varepsilon = 1 - \frac{0.75}{2} = 0.6$$

Los valores de la porosidad deben estar por encima de 0.5. En los diseños de los filtros biológicos es importante el diámetro de la partícula (Iváñez, 2017; Worch, 2012) teniendo una porosidad (ε) donde la densidad de la partícula sea superior a la densidad del contenido de la biomasa. Esto se consigue con el diámetro de la partícula bien finito inferior a 0.220 mm.

A través de la Ecuación (15) se obtiene el volumen teórico de la biocolumna para la remoción y eficiencia de la biocolumna:

$$Q = \frac{250 \text{ ml} * 0.6}{92 \text{ min}} + \frac{50 \text{ g} * 18.1 \frac{\text{mg}}{\text{g}}}{92 \text{ min} * 0.5 \frac{\text{mg}}{\text{ml}}}$$

Q = caudal de diseño, 21 ml/min.

V = 250 ml.

m = 50 g.

ε = 0.6 (obtenida en la Ecuación (3)).

q = capacidad de adsorción de EC + Fe, 18.1 mg/g.

C_o = 0.5 mg/ml.

Tb = 92 minutos.

El caudal (Q) de 20 ml/min es la cantidad de agua que soportaría la biocolumna para un adecuado tratamiento, ya que de ésta depende la porosidad (ε) y la capacidad de adsorción (q), junto con todas las variables de diseño relacionadas en la ecuación. La capacidad de adsorción encontrada en batch ayudó a encontrar el volumen para que el tratamiento tenga una eficacia en el cumplimiento de normatividad colombiana.

Para la biomasa de EC se calcula al igual que EC + Fe, pero con capacidad de adsorción de 8.1 mg/g; debido en comparación con la biomasa de EC + Fe se debe aumentar la masa y, por ende, el volumen del sistema se reemplaza en los términos en la Ecuación (15), arrojando un caudal de:

$$Q = \frac{300 \text{ ml} * 0.6}{55 \text{ min}} + \frac{60 \text{ g} * 8.2 \frac{\text{mg}}{\text{g}}}{55 \text{ min} * 0.5 \frac{\text{mg}}{\text{ml}}}$$

Q = caudal de diseño, 26 ml/min.

V = 300 ml.

m = 60 g.

ε = 0.6 (obtenida en la Ecuación (3)).

q = capacidad de adsorción de EC + Fe, 8.2 mg/g.

Co = 0.5 mg/ml.

Tb = 55 minutos.

Para esta biocolumna se demoraría un poco más el tratamiento en comparación con la biocolumna de EC + Fe; este tratamiento posee 300 ml y una masa de 60 g para el adecuado tratamiento del agua contaminada con Cr (VI) debido a que esta biomasa tiene una capacidad de adsorción más baja. El tiempo de ruptura teórico para la biomasa de (EC) es de 55 minutos; por su mayor capacidad, la biomasa de EC + Fe puede soportar más minutos antes de su posible saturación, por este motivo se utilizará más biomasa de EC. Después de saber el valor teórico de los caudales, se establecieron las condiciones del montaje para el desarrollo de estas biocolumnas.

Proceso experimental en continuo

Las remociones se muestran en la Figura 7: biocolumna con biomasa de EC y EC + Fe. Se realizaron pruebas con 20, 50 y 100 mg/l iniciales de Cr (VI).

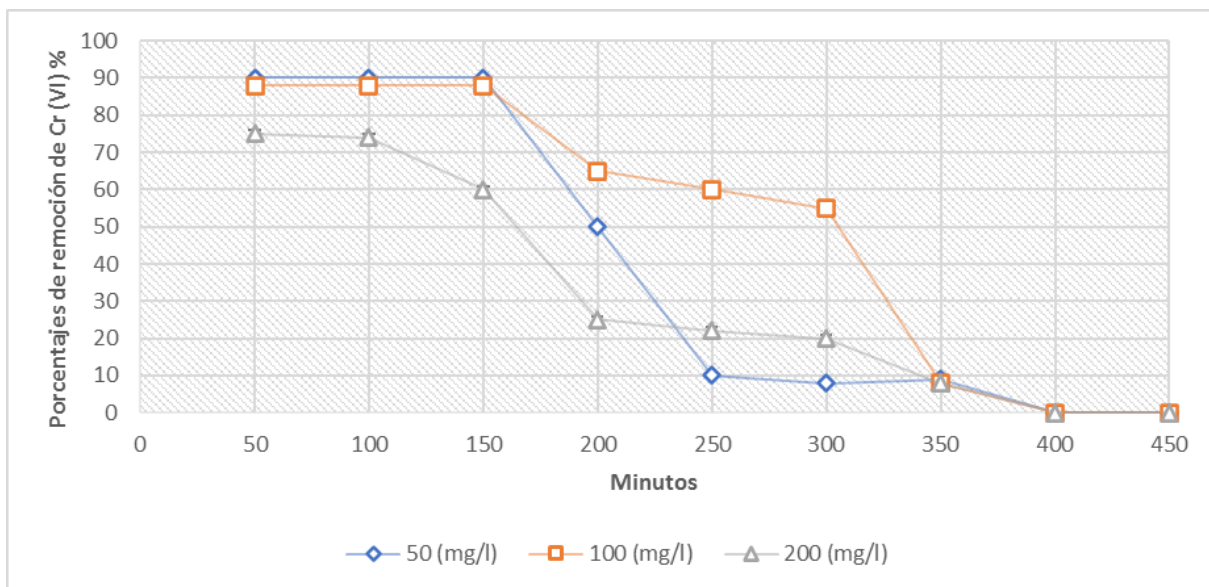


Figura 7. Porcentajes de remoción de EC.

En los procesos de remoción con 100 mg/l para la biocolumna de (EC) empezaron remociones alrededor de 75 % de Cr (VI), siendo su punto de ruptura el minuto 55, cuando llevaba 300 ml; por el contrario, en la biocolumna de biomasa (EC + Fe) con la misma concentración inicial, el punto de ruptura fue cuando llevaba 400 ml de tratamiento en el minuto 100, con remociones alrededor de 90 %.

El rendimiento de la biocolumna (EC) de 50 mg/l de Cr(VI) iniciales es donde empezaron rendimientos alrededor del 85 %, siendo sus puntos de ruptura alrededor del minuto 100, tratando alrededor de 300 ml de agua. En la Figura 8 se encuentra la biocolumna EC + Fe.

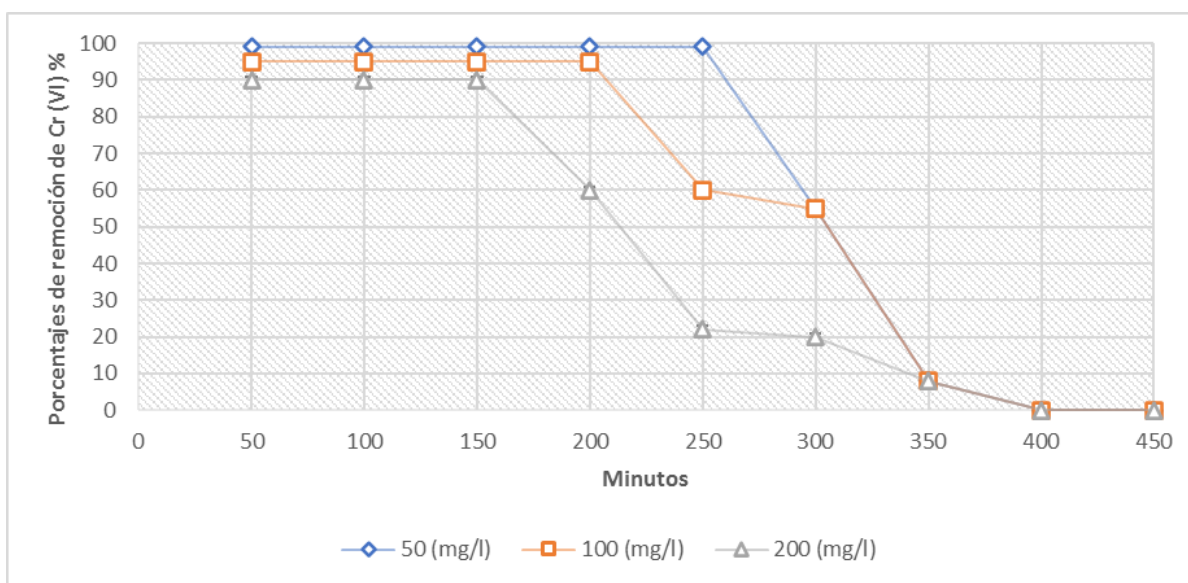


Figura 8. Porcentajes de remoción de EC + Fe.

La biocolumna de EC + Fe removió alrededor de 95 % con 50 mg/l iniciales, tratando alrededor de 500 ml de agua. También fue evidente la optimización de la biocolumna con concentraciones iniciales de 20 mg/l, donde la biomasa con EC + Fe estuvo por encima del 96 % de remociones de cromo, tratando alrededor del litro de agua, teniendo su punto de ruptura en el minuto 250. También en la Figura 8 se puede apreciar que en el experimento de 50 y 20 mg/l, las concentraciones de Cr (VI) terminaron por debajo de 1 mg/l, cumpliendo con la normatividad Resolución 3957: "la norma técnica, para el control y manejo de los vertimientos realizados a la red de alcantarillado público en el Distrito Capital" (Normatividad la Resolución 3957, 2009). El tratamiento con hierro (Fe) significó que el rendimiento del filtro se optimizará en comparación con EC debido a una demora del punto de ruptura de todas las concentraciones iniciales, señalando que la biomasa utilizada en la biocolumna fue la indicada para el tratamiento; resultados afines se vieron en los experimentos reportados Lin *et al.* (2018).

Discusiones



La biocolumna con CE es una alternativa económica para la industria con efluentes de metales pesados y otros contaminantes por debajo de 500 mg/l. Este tratamiento a escala piloto, para tratar alrededor de 10 litros, tendría un costo aproximado de tres dólares según Sayago *et al.* (2020).

La biocolumna con modificación con hierro se puede utilizar en la industria donde la contaminación de sus efluentes es muy alta, por encima de 500 mg/l; aunque este biofiltro es más difícil de desarrollar, puede tratar contaminantes más complejos. La biocolumna a escala piloto, para tratamiento de casi 10 litros, tendría un costo aproximado de 3.5 dólares. según Sayago *et al.* (2020).

Se debe continuar con la investigación, determinando técnicas de elución del cromo, con el fin de optimizar el rendimiento de la biomasa de *E. crassipes*.

La biomasa saturada de cromo (VI) se dispuso finalmente como residuo peligroso; se recomienda continuar con proyectos sostenibles de producción de biocombustibles con este material, aprovechando su cantidad de celulosa.

Se desarrolló la Ecuación (15) para el diseño de sistemas de tratamiento con parámetros característicos de tratamiento de aguas residuales industriales.

Conclusiones

Se realizó experimentación batch a escala laboratorio para determinar el parámetro de capacidad de la biomasa de *E. crassipes* (EC) y *E. crassipes* con hierro (EC + Fe), encontrándose que esas biomásas tienen 8.1 y 18.2 mg/g, respectivamente. Estos parámetros se utilizaron en el diseño del modelo de balance de materia.

Se desarrolló a través del modelo de balance de materia una biocolumna a escala piloto de laboratorio, arrojando la capacidad de caudal de 21 ml/min con la biomasa de EC + Fe con una capacidad en volumen de 250 ml y una biomasa de 50 g de este prototipo, eliminando alrededor del 95 % de Cr (VI) presente en 1 l de agua.

Para la biocolumna de EC, el modelo arrojó un tratamiento con un caudal de 26 ml/min, a través de una capacidad de volumen de 300 ml y 60 g, removiendo alrededor del 85 % del Cr (VI) presente en 1 l de agua, determinando que estos sistemas de tratamiento tienen una confiabilidad alta para remover aguas contaminadas con Cr (VI).

Referencias



- Carreño-Sayago, U. F., & Rodríguez-Parra, C. (2019). *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: An integrated phytoremediation and bioenergy system. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales*, 25(3).
- Carreño-Sayago, U. F. (2016). Diseño y evaluación de un biosistema de tratamiento a escala piloto de aguas de curtiembres a través de la *Eichhornia crassipes*. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(2), 74-81.
- Chen, L., Li, F., Wei, Y., Li, G., Shen, K., & He, H. J. (2019). High cadmium adsorption on nanoscale zero-valent iron coated *Eichhornia crassipes* biochar. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), 589-594.
- El-Zawahry, M. M., Abdelghaffar, F., Abdelghaffar, R. A., & Hassabo, A. G. (2016). Equilibrium and kinetic models on the adsorption of Reactive Black 5 from aqueous solution using *Eichhornia crassipes*/chitosan composite. *Carbohydrate Polymers*, 136, 507-515.
- Emam, A. A., Faraha, S. A. A., Kamal, F. H., Gamal, A. M., & Basseem, M. (2020). Modification and characterization of Nano cellulose crystalline from *Eichhornia crassipes* using citric acid: An adsorption study. *Carbohydrate Polymers*, 240, 116202.
- Feng, W., Xiao, K., Zhou, W., Zhu, D., Zhou, Y., Yuan, Y.,..., & Zhao, J. (2017). Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes*

- biomass harvested after restoration of wastewater. *Bioresource Technology*, 223, 287-295.
- Garba, Z. N., Lawan, I., Zhou, W., Zhang, M., Wang, L., & Yuan, Z. (2020). Microcrystalline cellulose (MCC) based materials as emerging adsorbents for the removal of dyes and heavy metals–A review. *Science of the Total Environment*, 717, 135070.
- Ivárez, M. (2017). *Diseño de un sistema de adsorción para la remoción de fenol presente en disolución acuosa* (doctoral dissertation). Universitat Politècnica de València. Escuela Politécnica Superior de Alcoy, Valencia, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10251/91781>
- Li, C., Ma, H., Venkateswaran, S., & Hsiao, B. S. (2020). Highly efficient and sustainable carboxylated cellulose filters for removal of cationic dyes/heavy metals ions. *Chemical Engineering Journal*, 389, 123458.
- Li, X., Liu, S., Na, Z., Lu, D., & Liu, Z. (2013). La adsorción, la concentración, y la recuperación de iones de metales pesados acuosas con el polvo de raíz de *Eichhornia crassipes*. *Ingeniería Ecológica*, 60, 160-166.
- Lin, S., Yang, H., Na, Z., & Lin, K. (2018). A novel biodegradable arsenic adsorbent by immobilization of iron oxyhydroxide (FeOOH) on the root powder of long-root *Eichhornia crassipes*. *Chemosphere*, 192, 258-266.

- Nazir, M. S., Tahir, Z., Akhtar, M. N., & Abdullah, M. A. (2019). Biosorbents and composite cation exchanger for the treatment of heavy metals. In: *Applications of ion exchange materials in the environment* (pp. 135-159). Cham, Germany: Springer.
- Normatividad la Resolución 3957. (2009). *La norma técnica, para el control y manejo de los vertimientos realizados a la red de alcantarillado público en el Distrito Capital*. Recuperado de <https://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=37051>
- Pereira, A. R., Soares, L. C., Teodoro, F. S., Elias, M. M. C., Ferreira, G. M. D., Savedra, R. M. L.,..., & Gurgel, L. V. A. (2020). Aminated cellulose as a versatile adsorbent for batch removal of As (V) and Cu (II) from mono-and multicomponent aqueous solutions. *Journal of Colloid and Interface Science*, 576, 158-175.
- Pratama, J. H., Amalia, A., Rohmah, R. L., & Saraswati, T. E. (May, 2020). The extraction of cellulose powder of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as reinforcing agents in bioplastic. AIP Publishing LLC. *AIP Conference Proceedings*, 2219(1), 100003.
- Qiao, L., Li, S., Li, Y., Liu, Y., & Du, K. (2020). Fabrication of superporous cellulose beads via enhanced inner cross-linked linkages for high efficient adsorption of heavy metal ions. *Journal of Cleaner Production*, 120017.

- Sarkar, M., Rahman, A. K. M. L., & Bhounik, N. C. (2017). Remediation of chromium and copper on water hyacinth (*E. crassipes*) shoot powder. *Water Resources and Industry*, 17, 1-6.
- Sayago, U. F. C. (2021). Design and development of a biotreatment of *E. crassipes* for the decontamination of water with chromium (VI). *Scientific Reports*, 11(1), 1-16.
- Sayago, U. F. C. (2020). *Buchón de agua (Eichhornia crassipes): impulsor de la fitorremediación*. Bogotá DC, Colombia: Editorial Los Libertadores.
- Sayago, U. F. C. (2019). Design of a sustainable development process between phytoremediation and production of bioethanol with *Eichhornia crassipes*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4), 221.
- Sidhu, G. P. S. (2016). Heavy metal toxicity in soils: Sources, remediation technologies and challenges. *Advances in Plants & Agriculture Research*, 5(1), 1-2.
- Worch, E. (2012). *Adsorption technology in water treatment: Fundamentals, processes, and modeling*. Berlin, Germany: Walter de Gruyter.
- Xiao, Y., Liu, Y., Wang, X., Li, M., Lei, H., & Xu, H. (2019). Cellulose nanocrystals prepared from wheat bran: Characterization and

- cytotoxicity assessment. *International Journal of Biological Macromolecules*, 140, 225-233.
- Yakubua, A., Adekolab, F. A., & Olatunjib, G. A. (2019). Batch and continuous fixed-bed column adsorption of Cd (II) from aqueous solution and industrial effluent by functionalized nano-structured cellulose particles. *Desalination and Water Treatment*, 162, 313-330.
- Yao, M., Wang, Z., Liu, Y., Yang, G., & Chen, J. (2019). Preparation of dialdehyde cellulose grafted graphene oxide composite and its adsorption behavior for heavy metals from aqueous solution. *Carbohydrate Polymers*, 212, 345-351.
- Yi, Z. J., Yao, J., Chen, H. L., Wang, F., Yuan, Z. M., & Liu, X. (2016). Uranium biosorption from aqueous solution onto *Eichhornia crassipes*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 154, 43-51.
- Yin, T., Zhang, X., Liu, X., Li, B., & Wang, C. (2016). Cellulose-based aerogel from *Eichhornia crassipes* as an oil superabsorbent. *RSC Advances*, 6(101), 98563-98570.
- Zhang, F., Wang, X., Yin, D., Peng, B., Tan, C., Liu, Y.,..., & Wu, S. (2015). Efficiency and mechanisms of Cd removal from aqueous solution by biochar derived from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Environmental Management*, 153, 68-73.

Zhao, L., Cao, X., Zheng, W., Scott, J. W., Sharma, B. K., & Chen, X. (2016). Copyrolysis of biomass with phosphate fertilizers to improve biochar carbon retention, slow nutrient release, and stabilize heavy metals in soil. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 4(3), 1630-1636.

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-09

Notas

Predicción de la máxima demanda en un sector de la red de distribución de agua potable de la ciudad de Guanajuato, México

Prediction of the maximum demand in a DMA of the water distribution network of Guanajuato City, Mexico

Laurent Reyes¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1419-1680>

Lizeth Torres², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4937-4586>

Martín Jiménez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1034-5996>

Carlos Ríos⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9555-3289>

¹Tecnológico Nacional de México, Campus Tuxtla Gutiérrez, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, laurentreyesc@gmail.com

²Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, ftorreso@iingen.unam.mx

³Facultad de Estudios Superiores Aragón, Universidad Nacional Autónoma de México, Nezahualcóyotl, Estado de México, México, mr.jimenez@comunidad.unam.mx



⁴Tecnológico Nacional de México, Campus Tuxtla Gutiérrez, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, crios@ittg.edu.mx

Autora para correspondencia: Lizeth Torres, ftorreso@iingen.unam.mx

Resumen

En este artículo se presenta un modelo para simular y predecir la máxima demanda semanal de un sector de la red de distribución de agua de la ciudad de Guanajuato. El modelo está compuesto de dos submodelos, uno determinístico y uno estocástico, los cuales se calibran con datos históricos de la demanda. El submodelo determinístico está descrito por la serie de Fourier, mientras que el submodelo estocástico involucra la función cuantil de la distribución log-logística. Con el fin de probar la capacidad del modelo para describir el comportamiento de la demanda, se utilizaron datos para calibrar y validar el modelo, los cuales fueron proporcionados por un sistema holístico de telemetría. Dicho sistema consta de una red de estaciones para la medición y registro de datos, así como de un sistema de almacenamiento y procesamiento de la información.

Palabras clave: demanda de agua, modelado, redes de distribución de agua, series de Fourier, distribuciones probabilísticas.

Abstract



This article presents a model to simulate and predict the maximum weekly water demand of a DMA belonging to the distribution network of Guanajuato city. The model is made up of two sub-models, one deterministic and one stochastic, which can be calibrated with historical demand data. The Fourier series describes the deterministic sub-model, while the stochastic sub-model involves the quantile function of the log-logistic distribution. Data from a holistic telemetry system were used to calibrate and validate the model to test the model's goodness in describing the demand behavior. Such a system consists of a network of stations for the measurement and recording of data and a system for storing and processing the information.

Keywords: Water demand, modeling, water distribution networks, Fourier series, probability distributions.

Recibido: 15/06/2020

Aceptado: 12/05/2021

Introducción



Debido a la naturaleza pseudoaleatoria de la demanda de agua en una red de distribución se ha propuesto en diversas publicaciones científicas modelar la demanda de agua considerando exclusivamente un enfoque probabilístico. Sin embargo, es bien sabido que existen patrones, concretamente periodicidades diarias, semanales y estacionales, que están ligadas con las actividades rutinarias de los consumidores (Zhou, McMahon, Walton, & Lewis, 2002; Alvisi, Franchini, & Marinelli, 2007). Por esta razón, el modelado de la demanda de agua también se ha formulado utilizando ecuaciones deterministas, como la serie de Fourier, los polinomios Chebyshev y regresiones (Brentan, Luvizotto Jr., Izquierdo, & Pérez-García, 2016).

El objetivo de este artículo es presentar un modelo para simular y predecir la máxima demanda semanal en un sector de la red de distribución de agua de la ciudad de Guanajuato utilizando ambos enfoques: el aleatorio y el determinista, y proponer un modelo híbrido compuesto de dos módulos: un submodelo estocástico y uno periódico. El primero expresado por la función cuantil de una distribución de probabilidad y el segundo por la serie de Fourier. La unificación de enfoques no es una idea original, de hecho, fue en los años de 1980 que Maidment y Parzen (1984) propusieron por primera vez un modelo híbrido, al que se llamó *modelo en cascada*, y el que se puede enunciar de la siguiente manera:

$$D(t) = D_l(t) + D_s(t)$$



donde $D(t)$ representa la demanda mensual promedio, la cual se expresa como la suma de una componente de memoria larga o determinista, denotada por $D_l(t)$, más una componente de memoria corta o estocástica denotada por $D_s(t)$.

Una serie de tiempo de memoria larga es aquella que puede contener cualquiera de las siguientes características: tendencia, periodicidad, correlación con decaimiento lento, ciclos de muy baja frecuencia, o densidades espectrales con un rango dinámico muy grande (Box, Jenkins, Reinsel, & Ljung, 2015).

Las series temporales de memoria corta tienen un comportamiento aleatorio debido a la naturaleza incierta de agentes exógenos como la temperatura, el clima y fenómenos socioeconómicos, entre otros, cuyo origen no tiene que ver con la cotidianeidad de los usuarios. Estas series deben modelarse con herramientas estadísticas.

Se han propuesto varias distribuciones de probabilidad para describir la componente de memoria corta o estocástica, por ejemplo, la distribución de Poisson, que se ha utilizado para modelar la demanda de sectores poco habitados o la demanda residencial (Tzatchkov, Alcocer-Yamanaka, Arreguín-Cortés, & Feliciano-García, 2003; Tzatchkov & Alcocer-Yamanaka, 2016). En general, los modelos que se basan en distribuciones de probabilidad discretas, como la de Poisson, describen la demanda como la superposición de varios pulsos rectangulares que se

generan al activar los dispositivos hidrosanitarios (grifos, regaderas, excusados) de las viviendas (Alcocer-Yamanaka, Tzatchkov, & Arreguín-Cortés, 2012). Sin embargo, conforme el número de usuarios aumenta, la tendencia de la demanda de agua durante el día se suaviza y los pulsos individuales ya no son distinguibles (Gargano, Tricarico, Granata, Santopietro, & De-Marinis, 2017). En estas condiciones, la demanda de agua puede representarse mediante una única variable aleatoria que es continua y positiva.

De-Marinis, Gargano y Tricarico (2006) demostraron mediante un análisis estadístico que, para una red de agua con 1 200 usuarios, las distribuciones de Gumbel y log-normal representan mejor la demanda máxima de agua. Demostraron también que la media de la demanda tiene una distribución normal y que la demanda nocturna está bien caracterizada con el modelo de Poisson. Otros autores han utilizado la distribución normal para modelar la componente de memoria corta sin importar la hora del día. Sin embargo, hay algunos estudios que han demostrado que los datos no se distribuyen normalmente, sino que tienen una distribución asimétrica positiva de cola larga (Surendran & Tota-Maharaj, 2015; Surendran & Tota-Maharaj, 2018). Por esta razón, Tanyimboh, Surendran, Naga, Topping y Soares (2004) propusieron modelar la componente aleatoria con la distribución log-logística que se ha utilizado en hidrología para modelar flujo de corrientes y precipitaciones; en economía, como un modelo simple de distribución de

riqueza o ingreso; y en redes de comunicación, para modelar los tiempos de transmisión de datos considerando tanto la red como el *software*.

Es importante mencionar que la distribución log-logística se parece en forma a la distribución log-normal, la cual es flexible y conveniente para modelar. Además, es una de las pocas distribuciones con una función de probabilidad de densidad, una función de distribución acumulada, y una función cuantil en forma cerrada y simple (Al-Shomrani, Shawky, Arif, & Aslam, 2016). Este hecho es una gran ventaja, ya que una función cuantil simple se puede usar para "construir" una variable aleatoria con una determinada distribución sin necesidad de métodos numéricos, por lo que puede servir, con la ayuda de un generador de números aleatorios, para simular, modelar y predecir el "muestreo" de una distribución arbitraria.

Así pues, en este artículo se pretende sacar ventaja de la función cuantil de la distribución log-logística proponiéndola para el modelado de la componente aleatoria de la demanda semanal máxima que, junto con la serie de Fourier, conforman un modelo integral híbrido. Para probar la capacidad del modelo se utilizan las mediciones de gasto registradas durante 12 semanas de un sector de la red de agua de la ciudad de Guanajuato, que está dotado de cuatro estaciones de telemetría distribuidas en el territorio de manera estratégica. Estas estaciones forman parte de un sistema holístico de monitoreo y diagnóstico de la red de agua.

De manera general, la ciudad de Guanajuato se abastece de dos tipos de fuente: una superficial, agua proveniente de presas; y otra subterránea, de pozos al sur de la ciudad; de los pozos se extrae 60 %, mientras que las presas suministran 40 % del agua que se consume en la ciudad. Bajo situaciones especiales es deseable estimar con cierta anticipación cómo será el comportamiento del consumo en la ciudad, esto permitiría establecer las políticas de operación de presas de la manera más adecuada y determinar los volúmenes máximos permisibles de extracción.

El artículo está organizado de la siguiente manera. La sección "Descripción del caso de estudio" detalla las características de la red de distribución de Guanajuato, en particular, del sector *Los Alcaldes*, así como la arquitectura del sistema holístico de monitoreo y diagnóstico de la red de distribución. En la sección "Descripción del modelo" se presentan las ecuaciones propuestas para describir la demanda de agua en un sector. En la sección "Resultados" se describe el proceso de calibración del modelo con los datos provenientes de *Los Alcaldes*, así como una evaluación de la predicción resultante del modelo calibrado.

Descripción del caso de estudio



Descripción de la red de agua de la ciudad Guanajuato

El 40 % del agua demandada por los habitantes de la ciudad de Guanajuato proviene de las plantas de tratamiento *Los Filtros* e *Ing. Salvador Yañez Castro*. La primera planta es abastecida por las presas *La Soledad* y *La Esperanza*, mientras que la segunda lo es por la *Presa de Mata*; 60 % del agua potable restante proviene de pozos. La red de agua de la ciudad (RDA) de Guanajuato tiene una longitud de aproximadamente 655.382 km y tuberías con diámetros que van de 4 a 16 pulgadas. Más del 72 % es de PVC. La red se divide en 26 macrosectores, de los cuales uno se llama *3 Estrellas*, el cual incluye al sector *Los Alcaldes*: área designada para la implementación de un sistema holístico de telemetría. El sector *Los Alcaldes* abarca un vecindario de clase media, un hospital público que tiene una cisterna de 35 m³ y una estación de autobuses. En *Los Alcaldes* se entrega agua a más de mil clientes fijos, pero hay clientes flotantes (viajeros y pacientes) que cambian la demanda. El trazo del sector hecho en EPANET se muestra en la Figura 1. *Los Alcaldes* es abastecido por un tanque superficial con un volumen de 1 000 m³ llamado *3 Estrellas*, que a su vez se abastece de agua enviada por bombeo desde la estación *Cárcamo Yerbabuena* que recibe agua de los 20 pozos de la Batería del Sistema Puente de Cillas

localizada al sur de la ciudad. En Cano-Rodríguez *et al.* (2000), y Cano-Rodríguez, Gómez-Vallejo, Aguilera-Alvarado, De-la-Rosa y Gardea-Torresdey (2004) se puede encontrar información adicional sobre algunos pozos de la batería, como ubicación, nivel estático y gasto.



Figura 1. Trazo del sector *Los Alcaldes*.

Descripción del sistema holístico de telemetría *Los Alcaldes*

La estación localizada en la entrada del sector *Los Alcaldes* es un espacio subterráneo rectangular con paredes de concreto a la que se accede mediante una escalera marina. La línea principal (una tubería de 3"), que entrega agua al sector pasa a través de esta estación, donde además se localiza una válvula reductora de presión (VRP) instalada en la línea principal. En la estación también se encuentran instalados dos transductores de presión: uno aguas arriba y otro aguas abajo de la VRP. Adicionalmente, un bypass está montado en la línea principal donde se colocaron sensores de pH, temperatura y cloro. La principal ventaja del bypass es que los sensores se pueden aislar fácilmente para mantenimiento sin interrumpir el suministro de agua. Un medidor de gasto está instalado aguas abajo de la VRP para medir el consumo de los usuarios del sector.

La estación fue diseñada para ser autónoma, cuenta con un sistema de suministro de energía de origen fotovoltaico con una capacidad de almacenamiento para operar hasta 30 días sin sol (Figura 2).



Figura 2. Estación de registro y envío de datos.

La estación está equipada con dos dispositivos de telemetría que envían las mediciones tomadas por los sensores hacia una plataforma web. Un dispositivo envía las mediciones proporcionadas por los transductores de presión y el otro envía las mediciones proporcionadas por el medidor de gasto, pH, temperatura y cloro. Ambos dispositivos utilizan diferentes protocolos de comunicación para trabajar con los

diversos sensores que están conectados a ellos, incluidos los protocolos analógicos y digitales 4-20 mA, HART, RS-232/485, UART, SPI, I2C. Además, los dispositivos tienen un módulo de comunicación de radiofrecuencia que es compatible con las redes 2G y 3G de cualquier operador de telefonía celular global, lo que permite la comunicación entre los dispositivos y la plataforma web, donde se reciben, muestran y almacenan los datos para su análisis.

La plataforma web, que administra el análisis y el almacenamiento de datos, utiliza los servicios de computación en la nube de Microsoft Azure®, que incluyen herramientas como IoT Hub y Stream Analytics, para manejar los dispositivos de telemetría y las bases de datos de SQL Server, para almacenar la información. La plataforma web fue diseñada para ser escalable y robusta, así como para recibir y procesar grandes cantidades de datos. Además, se concibió para permitir el uso de algoritmos complejos que son esenciales para un sistema de abastecimiento inteligente.

El envío de datos desde ambos dispositivos se realiza cada 10 minutos. Los datos almacenados se pueden descargar en los siguientes archivos de datos .csv, .pdf, .xls; están etiquetados con los nombres de las variables, y tienen marcas de fecha y hora asociadas que indican el envío de las mediciones.

Descripción del modelo

El modelo está compuesto de dos submodelos: uno determinístico y uno estocástico, los cuales sirven para representar, respectivamente, la componente periódica y la componente aleatoria de la demanda de agua.

El modelo se puede escribir entonces de la siguiente manera:

$$D(t) = \zeta(t) + \lambda\eta(h(t))$$

donde $D(t)$ denota la demanda; $\zeta(t)$ representa el submodelo de la componente determinística; $\eta(h(t))$ es la función cuantil de la distribución log-logística; $h(t)$ es un variable aleatoria distribuida uniformemente en el intervalo $(0,1)$, y $\lambda \in (0,1)$ expresa un peso de intensidad aleatoria.

El submodelo de la componente determinística se puede expresar como una serie de Fourier, como:

$$\zeta(t) = a_0 + \sum_{k=1}^N (a_k \cos(k\omega t) + b_k \sin(k\omega t))$$

donde a_0 , a_k y b_k son los coeficientes de Fourier, que pueden estimarse utilizando información histórica y algún método de estimación; ω denota la frecuencia fundamental de la demanda.

En esta contribución se propone que la función elemental del submodelo estocástico sea la función cuantil de la distribución log-logística:

$$\eta(h(t)) = \alpha \left(\frac{h(t)}{1 - h(t)} \right)^{1/\beta}$$

El parámetro $\alpha > 0$ es el de escala y la mediana de la distribución. Cuanto más grande α , más amplia la distribución. El parámetro $\beta > 0$ es el parámetro de forma. La distribución es unimodal cuando $\beta > 1$ y su dispersión disminuye a medida que aumenta β . Ambos parámetros deben estimarse utilizando datos reales y un método de estimación como el método de los momentos.

La distribución log-logística (también conocida como distribución de Fisk) es una distribución probabilística continua para variables aleatorias no negativas y se expresa de la siguiente manera:

$$f(x) = \frac{\left(\beta/\alpha\right) (x/\alpha)^{\beta-1}}{(1 + (x/\alpha)^\beta)^2}$$

donde x representa la componente aleatoria de los valores de la demanda.

Resultados

Procesamiento de los datos

Para calibrar el modelo se descendieron de la plataforma web los registros de gasto adquiridos en la estación de la entrada del sector *Los Alcañes*. En concreto, se descendió el historial de tres meses: julio, agosto y septiembre de 2019. Los datos se segmentaron en semanas, así que se obtuvieron 12 conjuntos de datos.

Con el fin de verificar que la función de probabilidad log-logística representa convenientemente la distribución de la demanda semanal se obtuvieron 12 histogramas, cada uno correspondiente a cada una de las semanas. Estos histogramas se muestran en la Figura 3. Posteriormente, se ajustó la función log-logística a cada una de las distribuciones

semanales. Con el fin de lograrlo, se estimaron los parámetros α y β involucrados en la función de probabilidad a partir de los datos de cada semana.

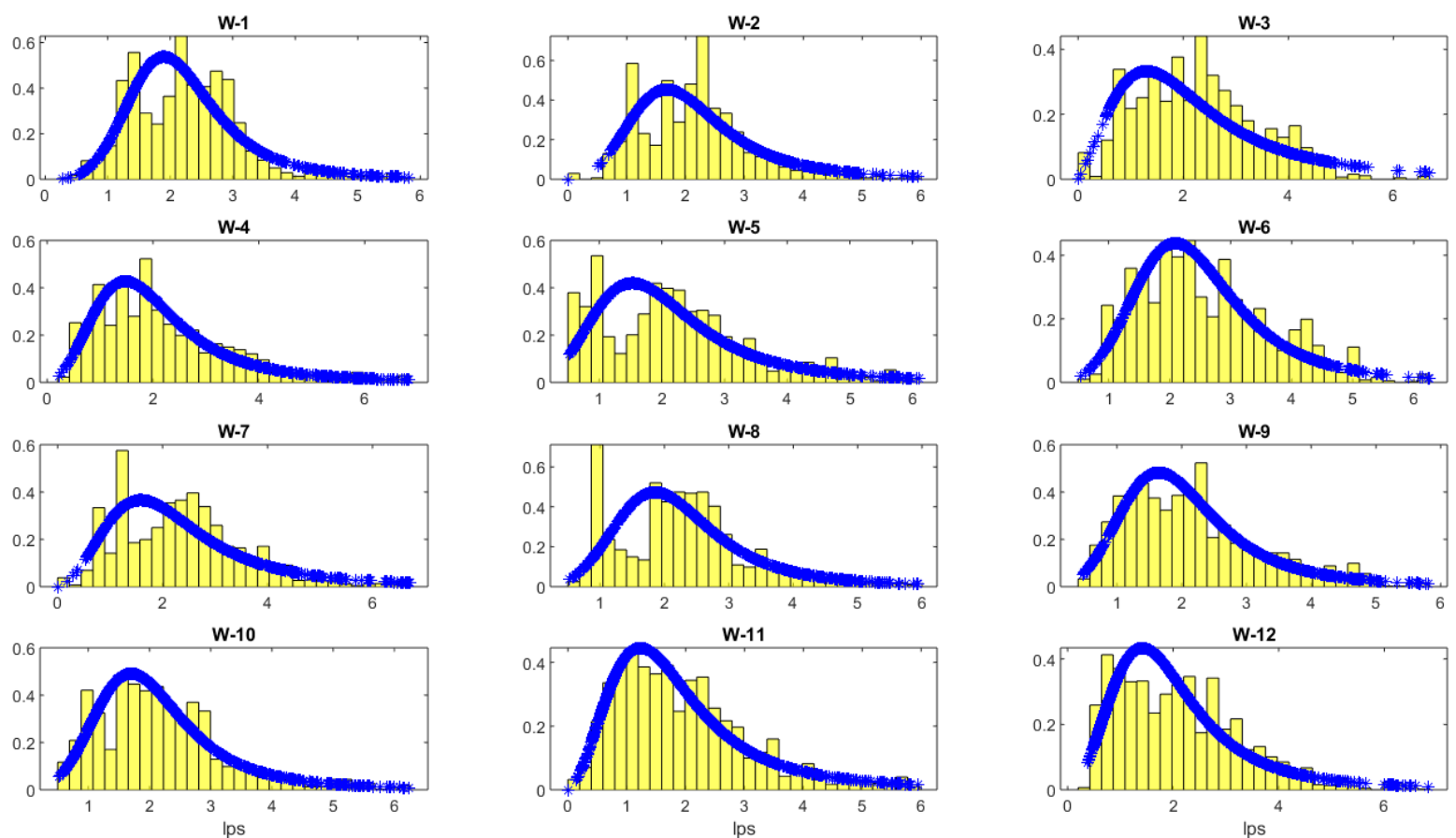


Figura 3. Histogramas de la demanda de agua semanal y funciones de probabilidad ajustadas.

Los parámetros se estimaron utilizando el método de los momentos y se validaron, i.e. se volvieron a estimar, utilizando máxima verisimilitud. La Tabla 1 resume el valor de estos parámetros para cada una de las semanas. La última columna muestra la media de estos parámetros. La desviación estándar para α fue $\sigma_{\alpha} = 0.0765$, que representa aproximadamente 10 % de la media calculada para las 12 semanas; para β fue $\sigma_{\beta} = 0.0435$, que representa un 5 % de la media. Esto significa que durante estas 12 semanas hubo poca variación de los parámetros y, por ende, escasa variación en la distribución.

Tabla 1. Parámetros de la función log-logística y de la serie de Fourier para cada una de las distribuciones semanales.

	W-1	W-2	W-3	W-4	W-5	W-6	W-7	W-8	W-9	W-10	W-11	W-12	Media
α	0.7505	0.7016	0.7137	0.6418	0.6699	0.8705	0.7492	0.7600	0.6691	0.6870	0.5238	0.6118	0.7256
β	0.2320	0.2996	0.4572	0.3483	0.3440	0.2553	0.3720	0.2657	0.2888	0.2768	0.3875	0.3554	0.2770
a_0	2.2230	2.1780	2.3180	2.2110	2.2030	2.5810	2.3560	2.5810	2.1640	2.1720	1.9530	2.1030	2.2381
a_1	-0.6145	-0.7154	-0.9320	-1.0180	-0.7012	-0.5944	-0.8994	-0.5944	-0.7205	-0.6756	0.0259	-0.1395	-0.5928
b_1	-0.3325	-0.4412	-0.5065	-0.5473	-0.6265	-0.2803	-0.7271	-0.2803	-0.4659	-0.5080	-0.6712	-0.6144	-0.5455
a_2	0.2998	0.2475	0.0772	0.2477	0.4712	0.4005	0.2526	0.4005	0.2552	0.4468	0.3200	0.5040	0.3479
b_2	-0.3896	-0.2220	-0.2745	-0.3870	-0.5087	-0.5200	-0.0375	-0.5200	-0.3524	-0.2930	-0.0699	-0.5040	-0.2257
a_3	0.0948	0.1584	0.0934	0.0697	0.2406	0.3392	0.2968	0.3392	0.0956	0.1296	-0.1357	0.3431	0.0766
b_3	0.1043	-0.0317	0.0596	0.3421	-0.0157	-0.0710	0.0781	-0.0710	-0.1261	-0.2666	-0.2916	-0.1180	-0.0291
ω	0.0044	0.0044	0.0045	0.0044	0.0044	0.0043	0.0044	0.0043	0.0043	0.0044	0.0044	0.0045	0.0044

En la última fila de la Tabla 1 se muestra la frecuencia angular para cada semana, la cual, para todos los casos, es $\omega = 0.0044$ (rad/min). Esto corresponde a un periodo de $T = 1\,440$ (min) a un periodo de 24 horas.

Con el fin de verificar que la serie de Fourier representa de modo adecuado la componente determinística de la demanda semanal, se estimaron los coeficientes de la serie de Fourier que aproxima la serie temporal de cada semana. La estimación se llevó a cabo utilizando el observador espectral propuesto por Torres, Jiménez-Cabas, Gómez-Aguilar y Pérez-Alcázar (2018), que tiene la ventaja de estimar los coeficientes en cada instante de tiempo, de tal suerte que este algoritmo puede utilizarse para la predicción de la demanda de agua en tiempo real.

En la Tabla 1 se listan los coeficientes de Fourier que aproximan la componente periódica de cada semana. Nótese que se calcularon los coeficientes correspondientes al primer, segundo y tercer armónico, ya que a partir del cuarto armónico las amplitudes de las componentes frecuenciales son casi cero. Véase también que la última columna muestra la media de cada coeficiente calculada para las 12 semanas.

Calibración del modelo



Cuando se habla de la calibración de un modelo, se habla de la estimación de los parámetros que lo caracterizan utilizando mediciones (muestras) de variables recolectadas en campo, la cuales contienen información del comportamiento del sistema, proceso o fenómeno que se está modelando. Entre más información significativa se utilice para la calibración se obtendrá un modelo que describirá con mayor precisión la realidad. Sin embargo, esto no siempre es posible, por lo que hay que lidiar con la incertidumbre.

Una primera calibración del modelo propuesto en esta contribución se puede hacer con los datos de una semana. Si se utilizan los datos medidos de la semana 1, entonces los parámetros listados en la primera columna de la Tabla 1 son los parámetros del modelo, el cual se expresaría de la siguiente forma:

$$D(t) = 2.223 - 0.6145 \cos(0.0044t) - 0.3325 \sin(0.0044t) + 0.2998 \cos(0.0088t) - 0.3896 \sin(0.0088t) + 0.0948 \cos(0.0132t) + 0.1043 \sin(0.0132t) + \lambda \left(0.7505 \left(\frac{h(t)}{1-h(t)} \right)^{1/0.232} \right)$$

El único parámetro por definir en el modelo es λ . Este parámetro permite regular el grado de aleatoriedad que se le quiere otorgar al modelo y se puede elegir con base en cuánta información se utilizó para la calibración. Dado que los datos de una semana son muy pocos para modelar la máxima demanda semanal de un sector, se puede elegir $\lambda = 1$.

La Figura 4 muestra la respuesta del modelo (en gris claro) y de la demanda medida durante las 12 semanas (en diversos colores). En esta figura, aparentemente, se ve que los registros medidos de la demanda están por debajo de la respuesta del modelo, que es lo que se desea. Sin embargo, para verificar esta hipótesis, se calculó el error relativo porcentual entre el modelo y los datos de la semana 5 en los instantes en que los datos sobrepasaron la respuesta del modelo. La gráfica del error se muestra en la Figura 5, donde se puede apreciar que durante varios instantes de tiempo los datos de campo sobrepasaron el modelo de la demanda. Lo mismo sucedió con los datos de las demás semanas.

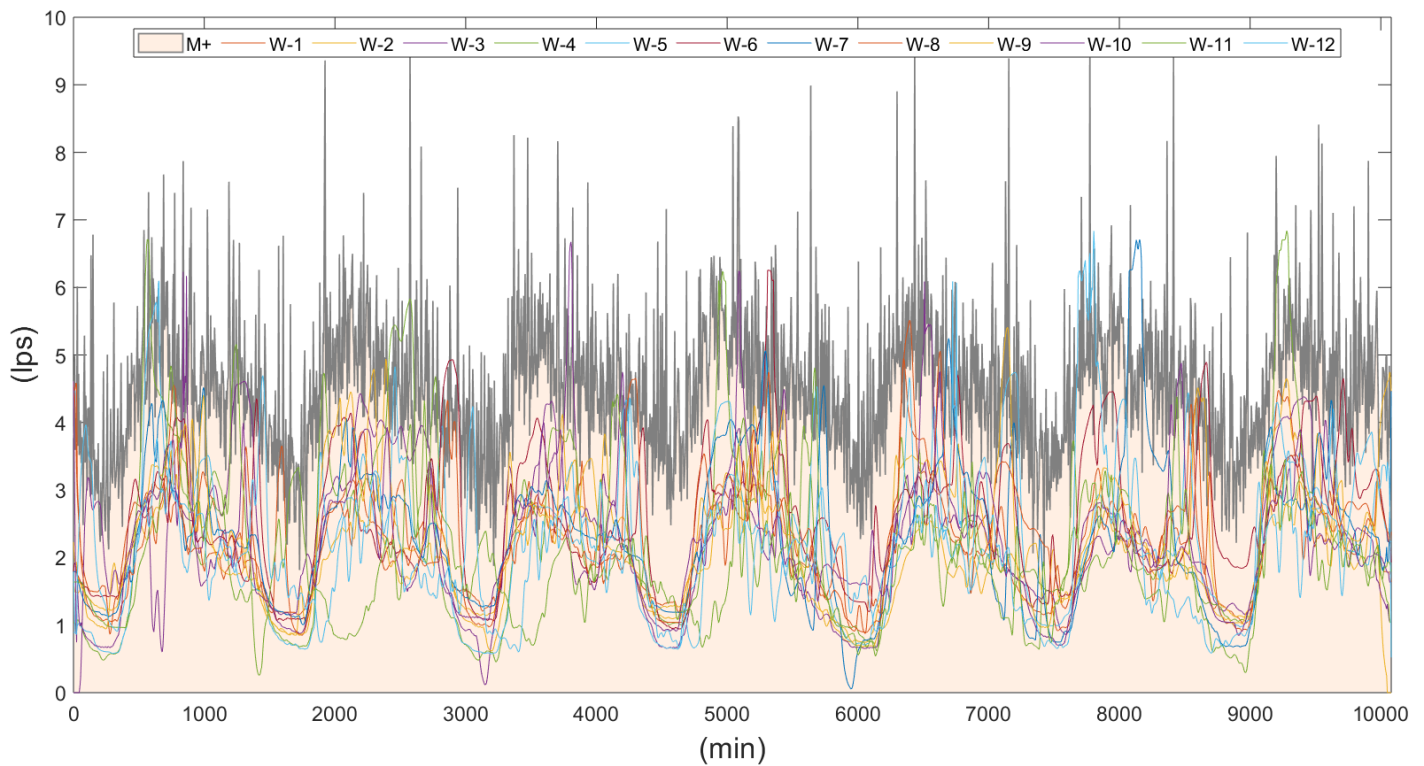


Figura 4. Modelo calibrado con los datos de la semana 1 vs. datos recolectados en campo durante 12 semanas.

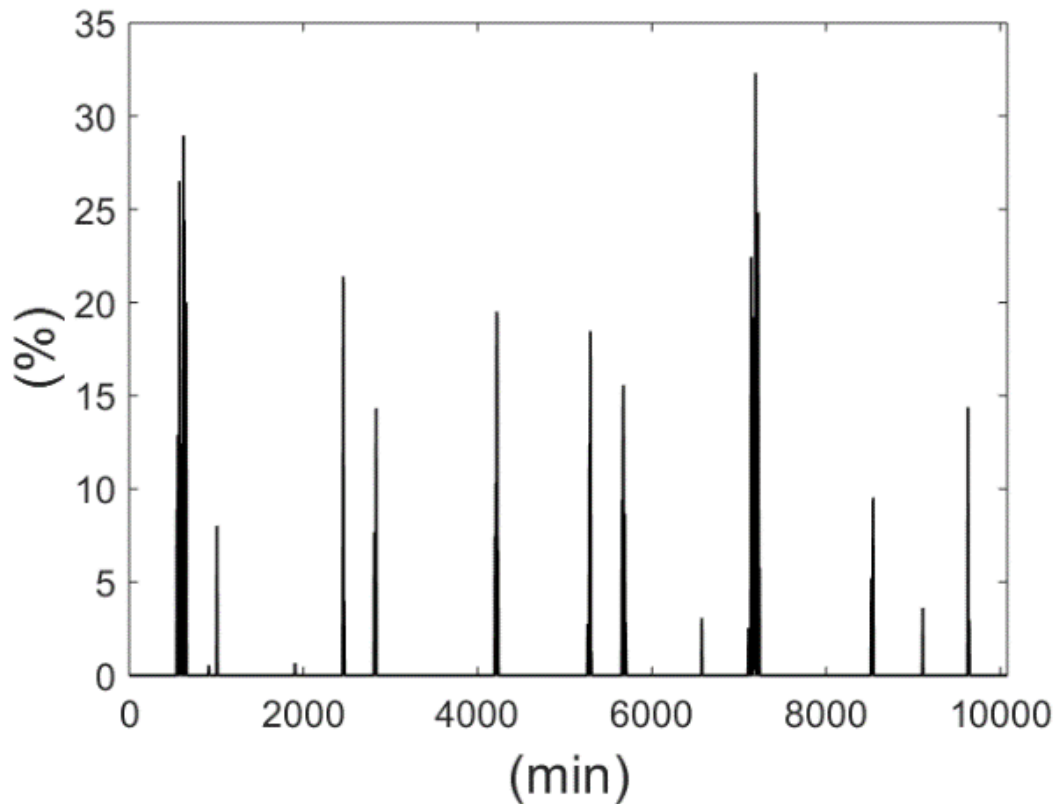


Figura 5. Error relativo porcentual del modelado.

Con el fin de tener un mejor modelo, se hace la calibración utilizando la información de tres semanas, para ello se usan los valores máximos de cada instante de tiempo de las tres primeras semanas:

$$W_{max}[k] = \max\{W_1[k], W_2[k], W_3[k]\}; \forall k = 1, 2, 3, \dots, N$$

donde $W_1(k)$, $W_2(k)$ y $W_3(k)$ denotan, respectivamente, las k -ésimas muestras de las series temporales de la primera, segunda y tercera semana; k es el índice de la muestra y N es el número total de muestras que conforman la serie temporal.

De modo que se crea un nuevo vector con la combinación de la información de tres semanas, por ejemplo, para el valor $W_{max}(1)$ se comparan los datos de las tres semanas en el instante 1 y se toma el máximo de ellos.

Generalizando el procedimiento para M semanas, se tiene:

$$W_{max} = \max\{W_1[k], W_2[k], \dots, W_M[k]\}; \forall k = 1, 2, 3, \dots, N$$

Una vez que se calcula $W_{max}[k]$, se utiliza para calibrar el modelo. El resultado es:

$$D(t) = 2.66 - 0.6284 \cos(0.0044t) - 0.7801 \sin(0.0044t) + 0.3778 \cos(0.0088t) - 0.0684 \sin(0.0088t) + 0.0155 \cos(0.0132t) - 0.0076 \sin(0.0132t) + \lambda \left(0.9198 \left(\frac{h(t)}{1-h(t)} \right)^{1/0.2357} \right)$$

La Figura 6 muestra el modelo calibrado (en negro) con los datos de tres semanas y de la demanda medida durante las 12 semanas (en diversos colores). Por otro lado, la Figura 7 muestra los instantes de tiempo en los que los datos de la semana 5 sobrepasaron la respuesta del

modelo con $\lambda = 1$. Aunque el error de modelado disminuye cuando el modelo se calibra con datos de tres semanas, aún sigue existiendo en algunos instantes de tiempo.

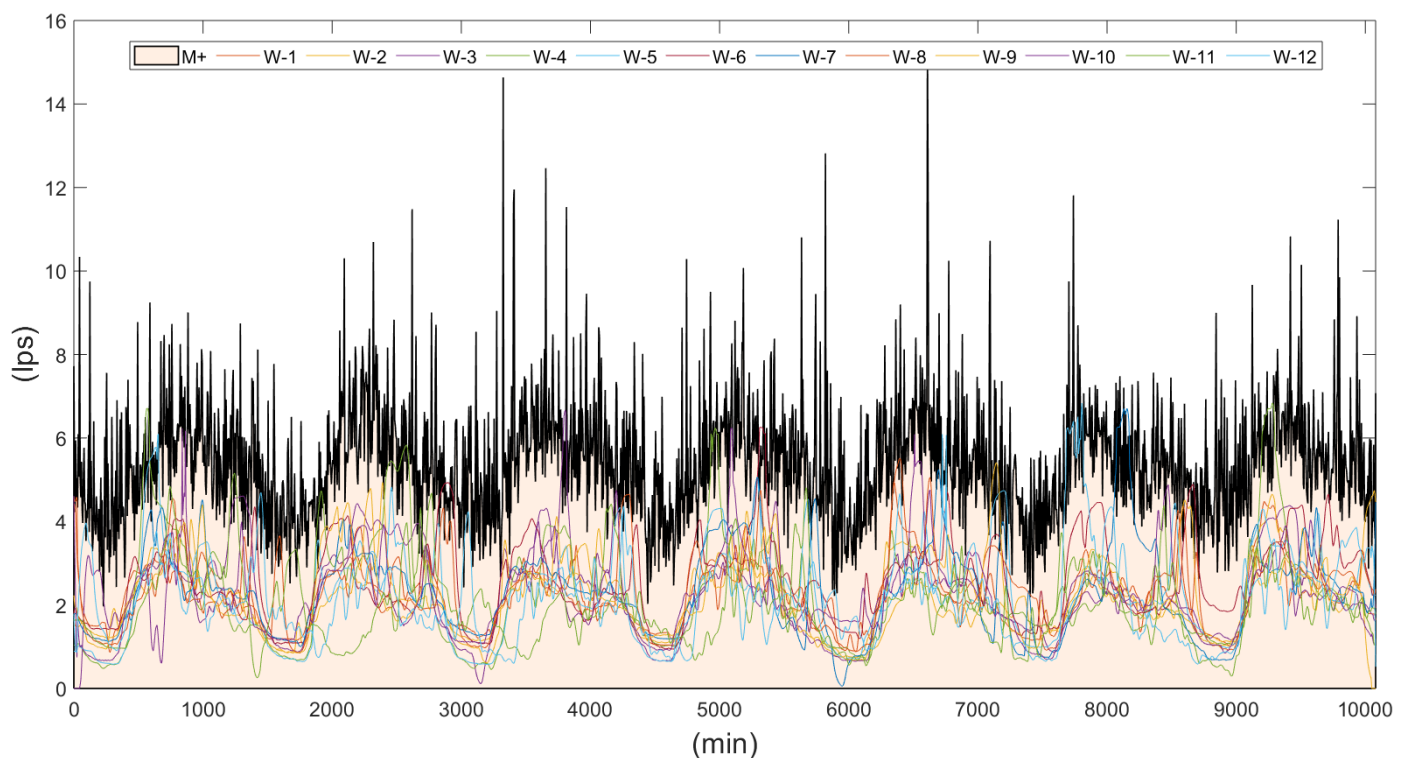


Figura 6. Modelo calibrado con los datos de las semanas 1, 2 y 3 vs. datos recolectados en campo durante 12 semanas.

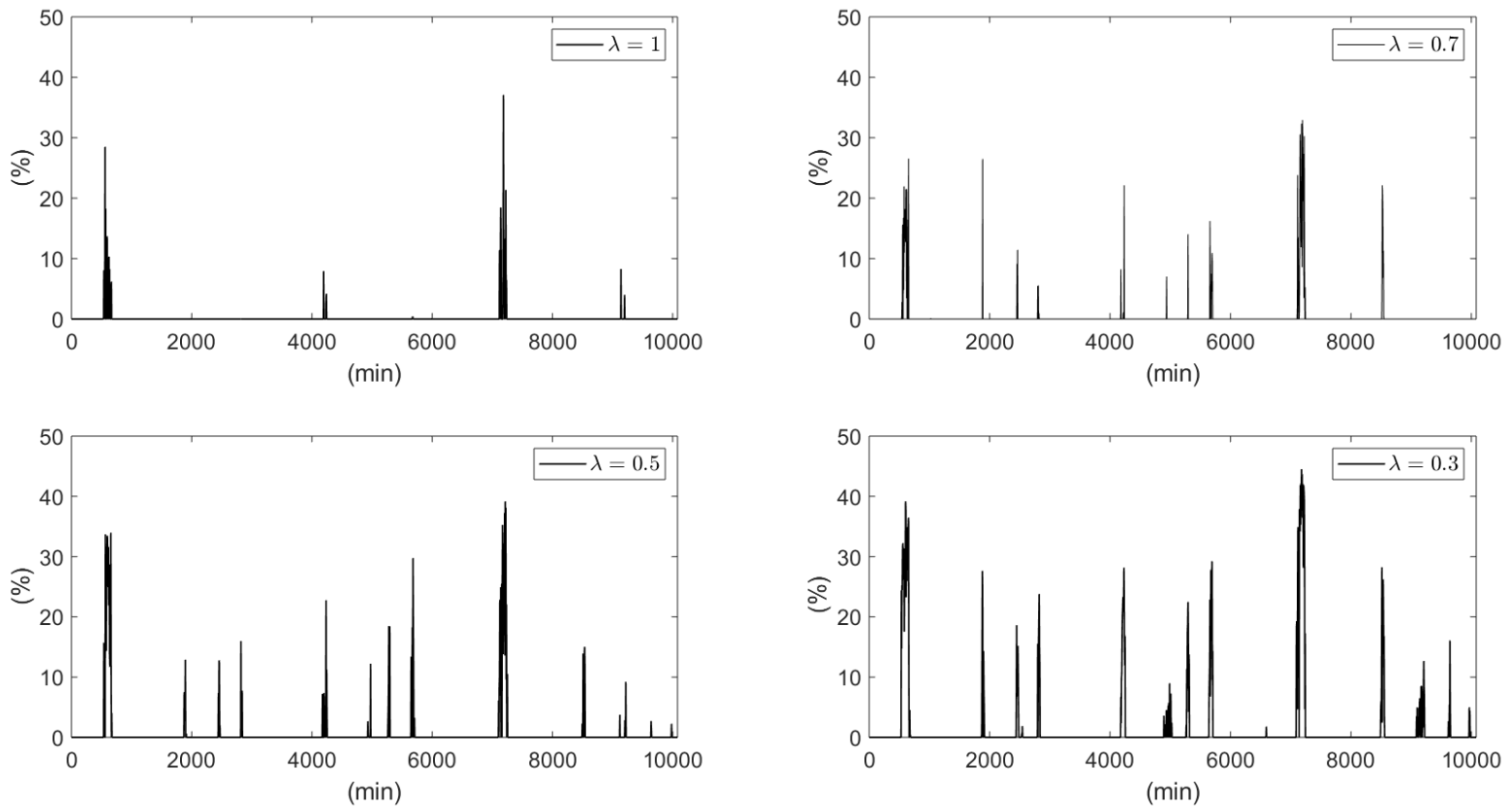


Figura 7. Error relativo porcentual del modelado.

En la Figura 7 se puede observar también el efecto de reducir el valor de λ . Entre más pequeño es su valor, mayor es el error de modelado. Al aumentar o disminuir el valor de λ se le da un peso a la componente aleatoria, es decir, se expande o se contrae la incertidumbre.

Si el modelo es calibrado con datos de las 12 semanas y se calcula el error de modelado con datos de cualquiera de esas 12 semanas, el error en cualquier instante de tiempo será cero, pues la aleatoriedad se

reduce. Esta reducción permite que el valor de λ sea menor. Por ejemplo, si $\lambda = 0.7$, el modelo calibrado con datos de las 12 semanas está dado por

$$D(t) = 3.704 - 0.5935 \cos(0.0044t) - 0.8478 \sin(0.0044t) + 0.7168 \cos(0.0088t) - 0.2567 \sin(0.0088t) + 0.2974 \cos(0.0132t) + 0.2358 \sin(0.0132t) + 0.7 \left(1.2834 \left(\frac{h(t)}{1-h(t)} \right)^{1/0.2074} \right)$$

La Figura 8 muestra la respuesta del modelo junto con los datos medidos.

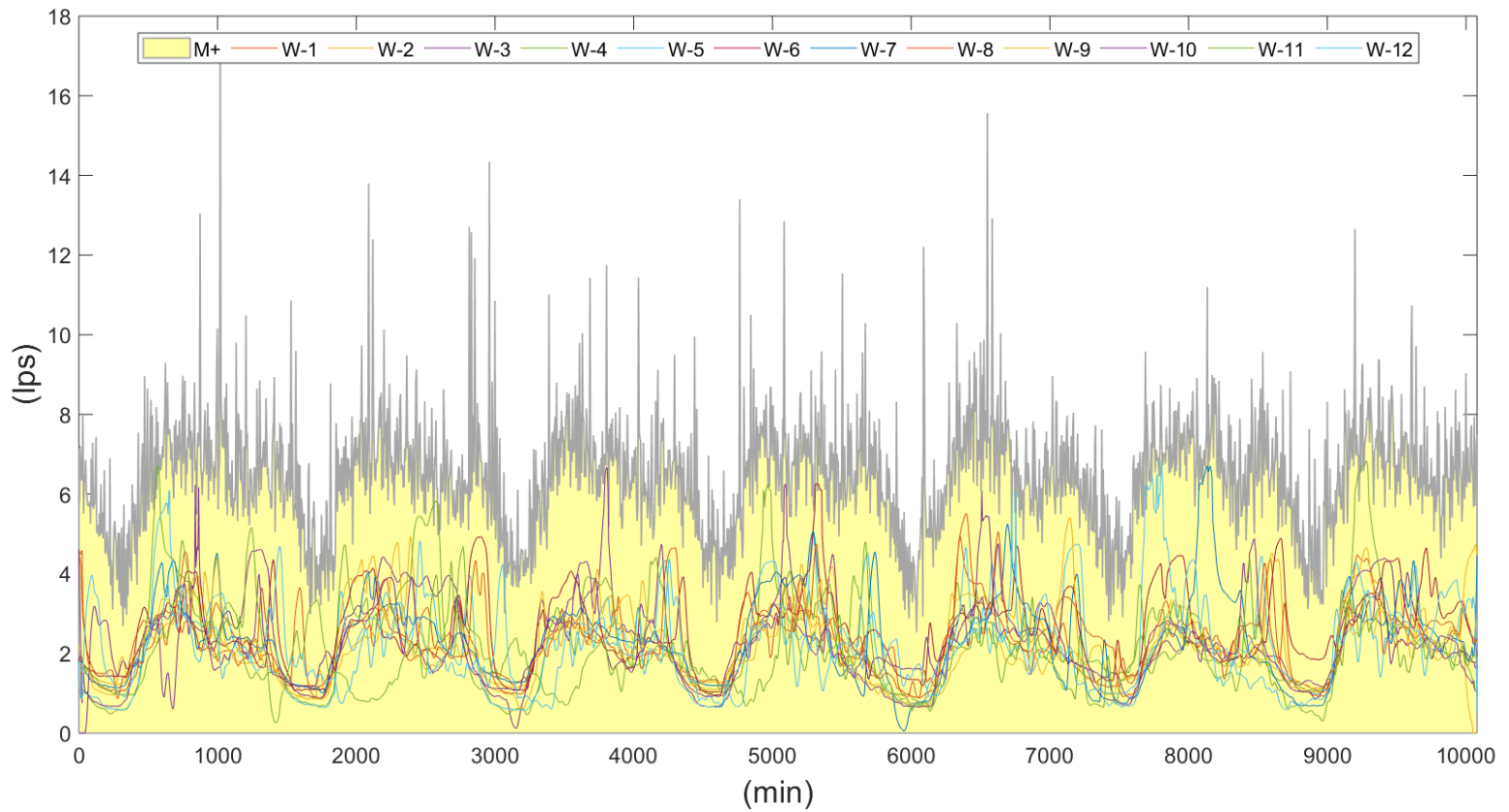


Figura 8. Modelo calibrado con los datos de las 12 semanas vs. datos recolectados en campo durante 12 semanas.

Conclusiones



En este artículo se propuso un modelo para estimar la máxima demanda semanal de un sector de la red de distribución de agua potable de la ciudad de Guanajuato, México. El modelo está compuesto de un submodelo determinístico y un modelo estocástico. El primero se usa para describir la periodicidad de la demanda, mientras que el segundo para representar la componente aleatoria, es decir, la incertidumbre debida a agentes exógenos no cuantificables.

Se mostró que la componente aleatoria de la demanda semanal de agua puede representarse con una función de probabilidad log-logística, la cual tiene una función cuantil simple que puede usarse para generar datos con una distribución aproximada por la función log-logística.

Para regular la incertidumbre o la componente aleatoria del modelo se propuso un parámetro de peso λ que afecta el submodelo aleatorio. Este parámetro debe elegirse o estimarse con base en cuánta información se está utilizando para calibrar el modelo; si la información es escasa, λ debe ser 1 o cercano a 1; si la información es abundante o significativa, λ puede tomar valores menores a 1.

El modelo propuesto puede emplearse en situaciones en las que, por eventos no previstos, no se cuente con una lectura de la demanda, la cual resulta imprescindible para la toma de decisiones, por ejemplo, en la ampliación de la red o en la agregación de nuevas tomas. El modelo también puede utilizarse para representar o simular numéricamente la demanda de otros sectores con características similares, como tamaño de población, actividades económicas preponderantes, nivel socioeconómico.

Agradecimientos

Este trabajo se llevó a cabo gracias al apoyo otorgado por Conacyt (Atención a Problemas Nacionales, Convocatoria 2017, Proyecto 4730), así como al apoyo proporcionado por el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de Guanajuato (SIMAPAG) y por la Universidad de Guanajuato (UG). En particular, los autores agradecen toda la ayuda brindada por la maestra Josefina Ortiz (UG), el ingeniero Carlos Navarro (SIMAPAG) y el ingeniero Miguel Molina (SIMAPAG).

Referencias

- Al-Shomrani, A. A., Shawky, A. I., Arif, O. H., & Aslam, M. (2016). Log-logistic distribution for survival data analysis using MCMC. *SpringerPlus*, 5(1), 1774.
- Alcocer-Yamanaka, V. H., Tzatchkov, V. G., & Arreguín-Cortés, F. I. (2012). Modeling of drinking water distribution networks using stochastic demand. *Water Resources Management*, 26(7), 1779-1792.
- Alvisi, S., Franchini, M., & Marinelli, A. (2007). A short-term, pattern-based model for water-demand forecasting. *Journal of Hydroinformatics*, 9(1), 39-50.

- Box, G. E., Jenkins, G. M., Reinsel, G. C., & Ljung, G. M. (2015). *Time series analysis: Forecasting and control*. Nueva Jersey, Estados Unidos de América: John Wiley & Sons.
- Brentan, B., Luvizotto Jr. E., Izquierdo, J., & Pérez-García, R. (2016). Fourier series and Chebyshev polynomials applied to real-time water demand forecasting. *Acta Universitaria Multidisciplinary Scientific Journal*, 26, 74-81.
- Cano-Rodríguez, I., Gómez-Vallejo, F., Aguilera-Alvarado, A. F., De-la-Rosa, G., & Gardea-Torresdey, J. (2004). Transporte y destino final de fósforo en el acuífero de Puente de Guadalupe de Guanajuato. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 3(2), 201-208.
- Cano-Rodríguez, I., Gómez-Vallejo, F., Mendez, V. R., Barbosa, P. M., Rodríguez, E. R., & Alvarado, A. A. (2000). *Determinación de contaminantes en la presa La Purísima y su efecto en el sistema de pozos puente de Guadalupe de Guanajuato*. En: Scott, C. A.; Wester, P.; Marañón-Pimental, B. (Eds.) 2000. Asignación, productividad y manejo de recursos hídricos en cuencas (in Spanish) (pp. 123-133). Mexico, DF., Mexico: IWMI. xix, 234p. (IWMI Serie Latinoamericana 020) doi: <http://dx.doi.org/10.3910/2009.411>
- De-Marínis, G., Gargano, R., & Tricarico, C. (2006). Water demand models for a small number of users. In: *8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium* (pp. 1-14). Cincinnati, Ohio, USA, August 27-30.

- Gargano, R., Tricarico, C., Granata, F., Santopietro, S., & De-Marinis, G. (2017). Probabilistic models for the peak residential water demand. *Water*, 9(6), 417.
- Maidment, D. R., & Parzen, E. (1984). Cascade model of monthly municipal water use. *Water Resources Research*, 20(1), 15-23.
- Surendran, S., & Tota-Maharaj, K. (2018). Effectiveness of log-logistic distribution to model water-consumption data. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 67(4), 375-383.
- Surendran, S., & Tota-Maharaj, K. (2015). Log logistic distribution to model water demand data. *Procedia Engineering*, 119, 798-802.
- Tanyimboh, T., Surendran, S., Naga, D., Topping, B. H. V., & Soares, C. M. (2004). Loglogistic modelling of municipal water demands. In: *Proceedings of the Fourth International Conference on Engineering Computational Technology*. Stirling, Escocia: Civil-Comp Press.
- Torres, L., Jiménez-Cabas, J., Gómez-Aguilar, J. F., & Pérez-Alcázar, P. (2018). A simple spectral observer. *Mathematical and Computational Applications*, 23(2), 23.
- Tzatchkov, V., Alcocer-Yamanaka, V., Arreguín-Cortés, F., & Feliciano-García, D. (2003). Medición y caracterización estocástica de la demanda instantánea de agua potable. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(1), 67-76.

Tzatchkov, V. G., & Alcocer-Yamanaka, V. H. (2016). Modelación de la variación del consumo de agua potable con métodos estocásticos. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(3), 115-133.

Zhou, S. L., McMahon, T. A., Walton, A., & Lewis, J. (2002). Forecasting operational demand for an urban water supply zone. *Journal of Hydrology*, 259(1-4), 189-202.

DOI: 10.24850/j-tyca-2022-04-10

Notes

Taxation of the use of Russian water resources

Tributación del uso de los recursos hídricos rusos

Irina Bocharova¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0978-6188>

Alexander Rymanov², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2085-0681>

¹Orel State Agrarian University named after N.V. Parakhin, Orel, Russia, i-bocharova@yandex.ru

²The Russian Presidential Academy of National Economy and Public Administration, Novosibirsk, Russia, rymanov@inbox.ru

Corresponding author: Alexander Rymanov, rymanov@inbox.ru

Abstract

The article examines the taxation of the use of Russian water resources for various types of water use. The use of water resources can be regulated in different jurisdictions in different ways. While the objectives of different authorities may be the same (*e.g.*, to encourage the most efficient use of water resources), the means to achieve these goals may



vary. The use of the new form of compulsory payment (in the form of water tax) practically did not change the methodology for justifying the size of rates compared with the previous compulsory payment – payment for the use of water bodies. The water tax occupies an insignificant share of the revenues of the Russian consolidated budget. The reduced rate of water tax when taking water for supplying the population leads to a significant decrease (by 77-82 %, depending on the year) of the tax burden for this type of water use. An increased (five times) rate is applied when water is taken over the limit established for a specific water user, an increased (five times) rate is applied. The weight of the water tax, charged in 2006-2019 at an increased rate, varied in the range of 2-10 %.

Keywords: Water tax, water intake, use of water bodies, use of water bodies in hydropower, and timber rafting.

Resumen

El artículo examina la tributación del uso de los recursos hídricos rusos para varios tipos de uso del agua. El uso de los recursos hídricos puede regularse en diferentes jurisdicciones de distintas maneras. Si bien los objetivos de las diferentes autoridades pueden ser los mismos (p. ej., fomentar el uso más eficiente de los recursos hídricos), los medios para alcanzarlos pueden variar. El uso de la nueva forma de pago obligatorio (en forma de impuesto al agua) prácticamente no modificó la metodología



para justificar el tamaño de las tarifas en comparación con el pago obligatorio anterior: pago por pago por el uso de cuerpos de agua. El impuesto al agua ocupa una parte insignificante de los ingresos del presupuesto consolidado ruso. La tasa reducida del impuesto al agua cuando se toma agua para abastecer a la población conlleva una disminución significativa (entre un 77 y 82 %, según el año) de la carga fiscal para este tipo de uso del agua. Cuando se toma agua en exceso del límite establecido para un usuario de agua específico se aplica una tasa aumentada (cinco veces). El peso específico del impuesto sobre el agua, cobrado en 2006-2019 a una tasa mayor, varió en el rango de 2 a 10 %.

Palabras clave: impuesto sobre el agua, toma de agua, uso de cuerpos de agua, uso de cuerpos de agua en energía hidroeléctrica y *rafting*.

Received: 20/08/2020

Accepted: 28/06/2021

Introduction



Taxation and collection of mandatory payments for the use of water resources are being actively studied in connection with the feasibility of sustainable development.

The United Nations adopted the 2015 Sustainable Development Goals (17 Goals) to achieve a sustainable and poverty-free world by 2030 (UN, 2015). A separate goal has been set for water use – Goal 6: Ensure access to water and sanitation for all (UN, 2015). In light of the spread of the COVID-19 pandemic, the importance of handwashing in preventing the spread of infection has been invaluable (WHO, 2020).

Polyzou, Jones, Evangelinos, and Halvadakis (2011) considered the influence of individual social capital on the willingness to pay for environmental goods. Danilov-Danil'yan, Venitsianov, Adzhienko, and Kozlova (2019), and Venitsianov (2019) analyze the quality of Russia's waters. Many researchers point out that when taxing water and other natural resources, it is necessary to consider differential economic rent (Filchenkova, Medvedeva, & Artemenkov, 2019; Golovina & Chvileva, 2017; Rymanov, 2017a; Ushakov & Ushakova, 2014). The environmental tax system for Estonia was examined by Randla, Kurissoo, and Vilu (2002). Ørum, Boesen, Jovanovic, and Pedersen (2010) doubt that water taxation may improve the irrigation water productivity of Serbian potato production. Tax reform in Russia was examined by Rymanov (2017b), and Tsindelian, Kot, Vasilyeva, and Narinyan (2019). Ojha *et al.* (2018) evaluate shallow groundwater price and compare it with the water price of the local water supplier in Nepal. They conclude that taxation or

subsidies on water sources become necessary based on their environmental implications.

Ojha *et al.* (2018) compare the cost of supplying water to the population from various sources (in Nepal): 1) shallow groundwater and 2) standard water supplies from a supplier of last resort. They conclude that the costs of the supplier of last resort are higher. This encourages water users to use shallow groundwater to a greater extent. Ojha *et al.* (2018) conclude that this is not entirely consistent with the sustainable use of water resources. Therefore, they propose to equalize the cost of water supply by introducing additional taxation on shallow groundwater. It would seem that cost-cutting measures by the supplier of last resort would be more appropriate. Apparently, this cannot be implemented in the short term.

Materials and methods

The study uses the aggregated data of annual statistical reports for 2006-2019 by the Federal Agency for Water Resources, the Federal Tax Service, the Federal Treasury, and the Federal State Statistics Service. Standard



statistical methods for analyzing time series are used for data processing, and approved methods for calculating the water tax depend on various types of water use.

Results

Water Tax and Budget Revenues

The water tax occupies an insignificant share of the revenues of the Russian consolidated budget. From 2006 to 2012, this indicator decreased from 0.13 to 0.01 %. Since 2012, the share has remained practically unchanged and remains at the same: 0.1 % (Figure 1).

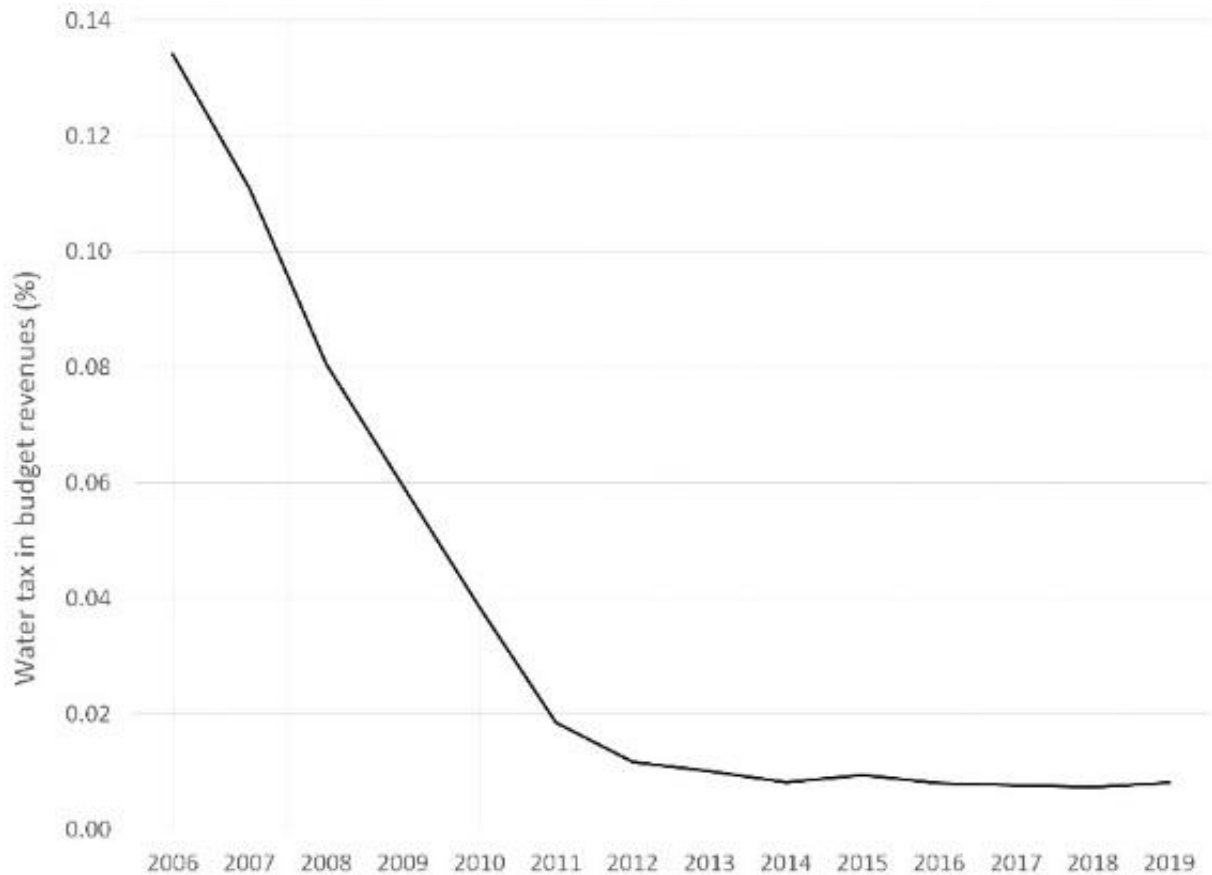


Figure 1. Income from water tax in budget revenues (%). Source: author's estimates based on official tax revenue data from the Russian Federal Tax Service (RFTS).

Payers of water tax



The total number of payers of water tax for all types of water use decreased by 33 % from 2006 to 2019 (Figure 2). The largest share during this period were users carrying out the actual water intake. The number of other categories of taxpayers is significantly smaller.

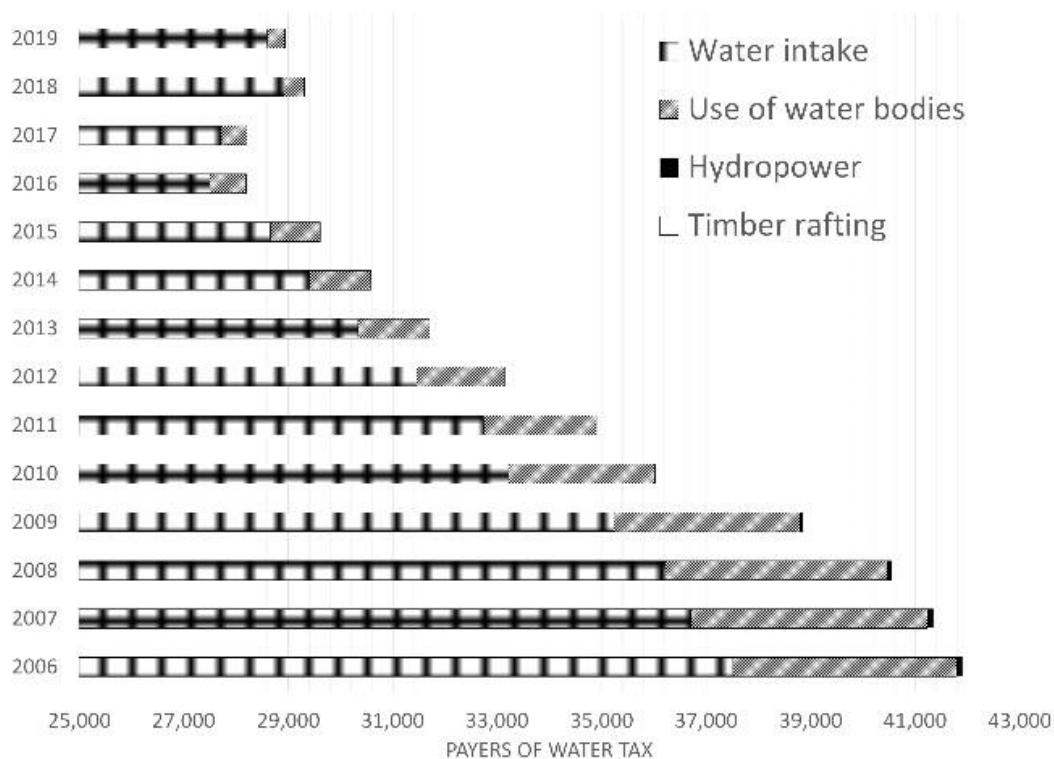


Figure 2. Payers of water tax (by type of water use, 2006-2019, Russia). Source: author's estimates based on official tax revenue data from the RFTS.

Water tax (accrued) by water use type

In 2006-2007, the largest share of the aggregate water tax was charged for using water bodies for hydropower (Figure 3).

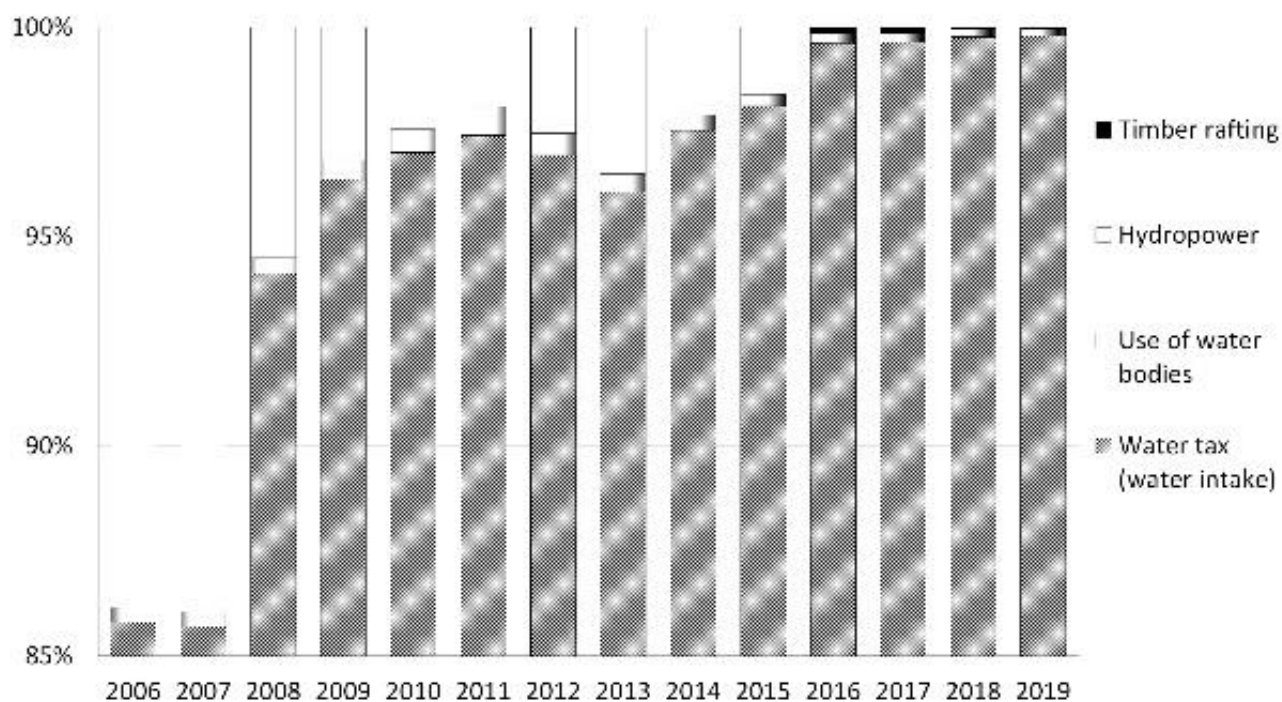


Figure 3. Accrued aggregate water tax by type of water use (%).
Source: author's estimates based on official tax revenue data from the RFTS.

Since 2008, the largest share of the aggregate water tax falls on water intake. For other types of water use, the accrued water tax was insignificant.

Water intake from water bodies

The tax base of the water tax on this type of water use, aggregated for all taxpayers, has been decreasing since 2007 (Figure 4). Accordingly, since 2007, there has been a decrease in water tax charges. 2011 to 2019, the aggregate tax base and the aggregate accrued water tax did not change significantly.

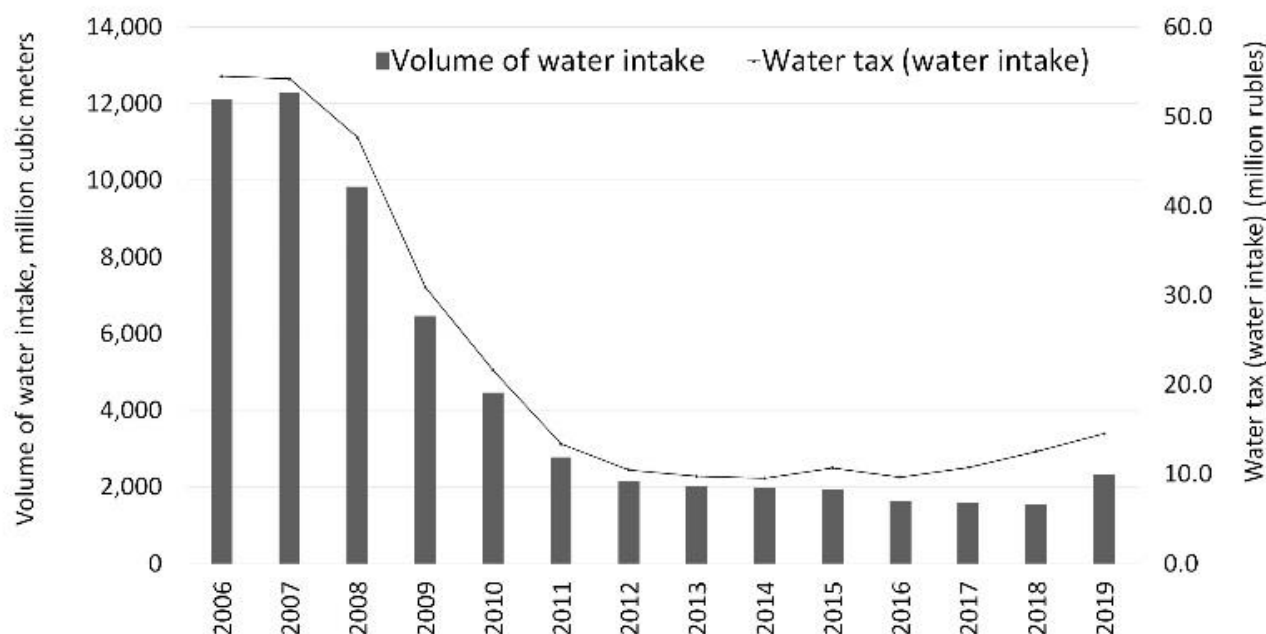


Figure 4. Water withdrawal from water bodies - aggregated tax base and accrued water tax (for all taxpayers) (2006-2019). Source: author's estimates based on official tax revenue data from the RFTS.

Water tax when taking water to supply the population



The aggregated tax base for this type of water use decreased from 2006 to 2012. After 2012, the tax base remained unchanged (Figure 5, left axis OY). The aggregate watertax on water intake for supplying the population in the period under review decreased until 2014 but was not as significant as the tax base. Since 2014, there has been a slight increase in the accrued watertax (Figure 5, bottom line in the figure, right OY axis). This is due to the peculiarities of taxation of this type of water intake for supplying the population. The current national tax legislation (Tax Code of the Russian Federation, 2020) applies a fixed, reduced water tax rate when taking water to supply the population (regardless of the economic region, river basin, or lake). At the macro level, this circumstance leads to the fact that the aggregate accrued water tax when taking water to supply the population is significantly lower than the "lost taxes," the so-called tax expenditures (Figure 5, top line, right axis OY). At the micro-level, this leads to a significant decrease in the tax burden of taxpayers (by 77-82 %) for this type of water use.

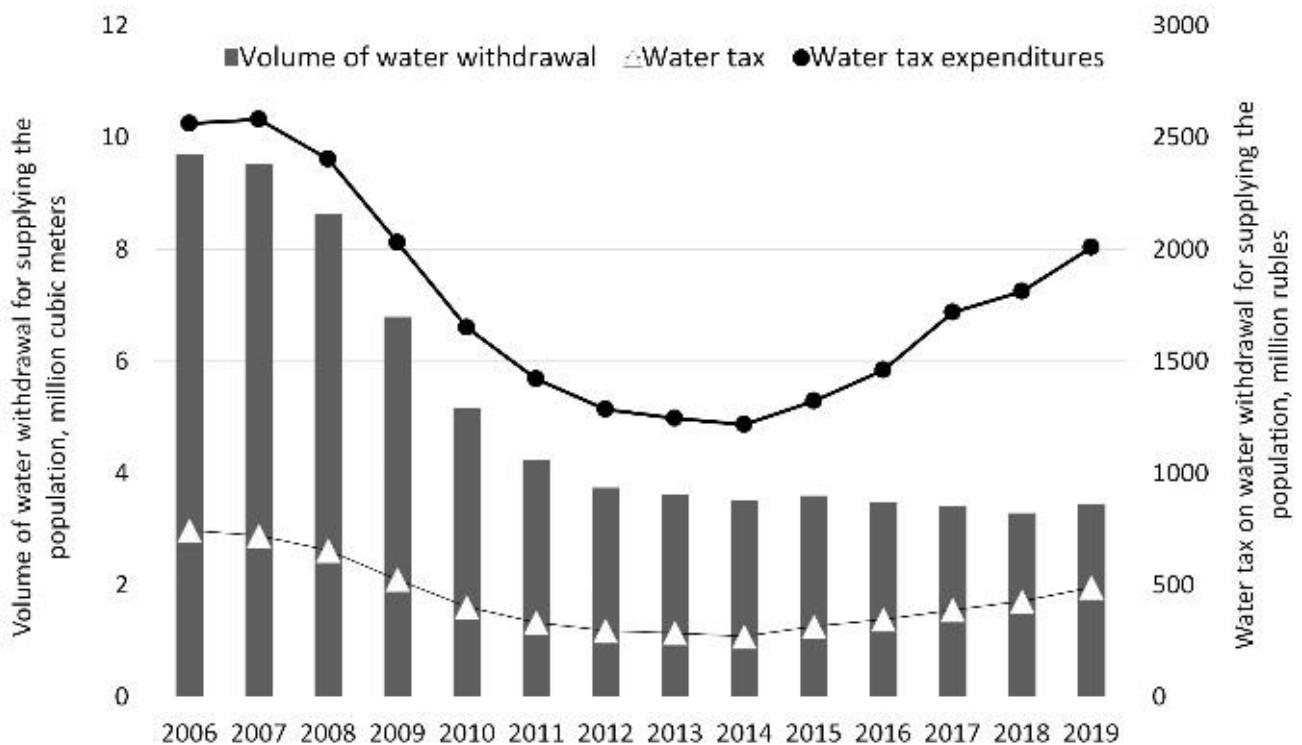


Figure 5. Aggregated tax base and accrued water tax on water withdrawal for supplying the population (for all taxpayers) (2006-2019). Source: author's estimates based on official tax revenue data from the RFTS.

Over-limit water intake



The current legislation (Tax Code of the Russian Federation, 2020) applies an increased water intake rate over the limit established for a specific water user. When water is taken in excess of the established limit, the water tax rate increases fivefold. From 2006 to 2019, the excess of the established water intake limits (in fact, the tax base) was 1-3 % of the total volume of water used (Figure 6, left axis OY, the top row of the histogram). However, the share of water tax charged at the increased rate in 2006-2019 ranged from 2 (in 2007) to 10 % (in 2018) (Figure 6, right axis OY, top, and bottom lines).

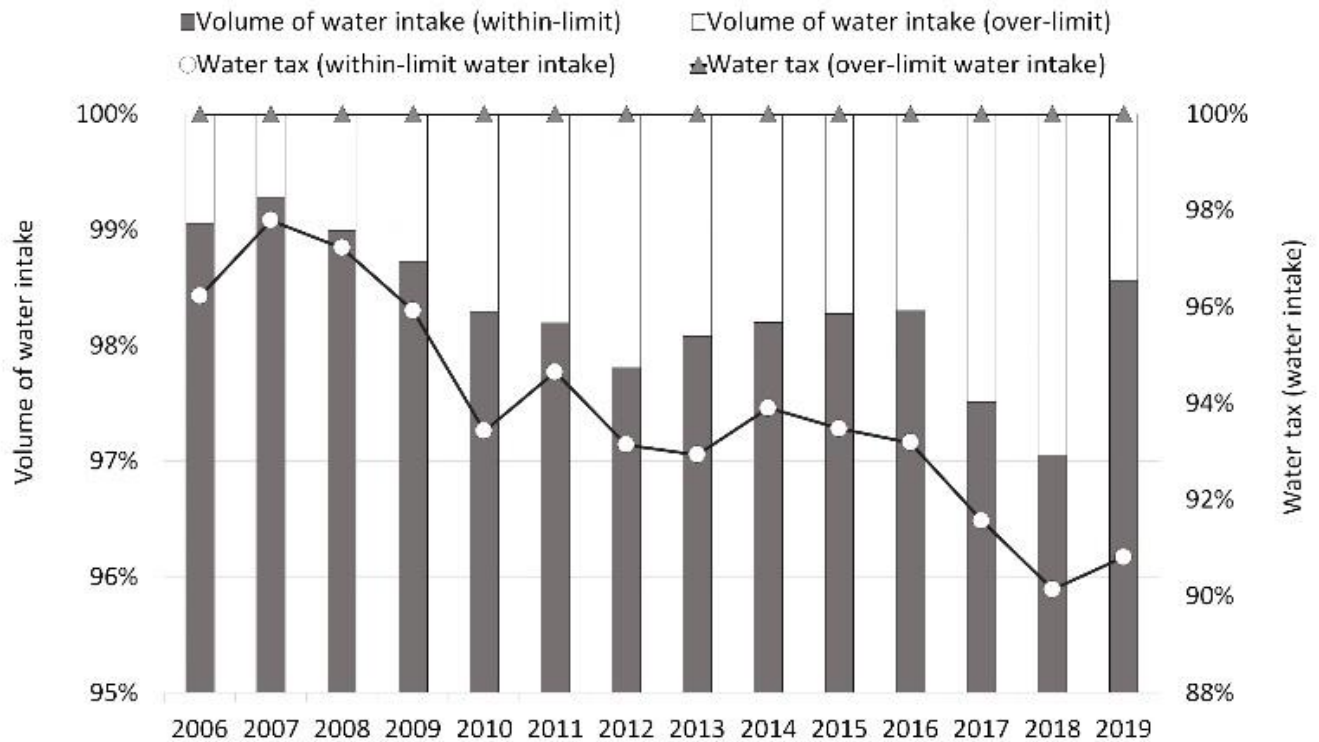


Figure 6. Taxation of over-limit water intake (2006-2019). Source: author's estimates based on official tax revenue data from the RFTS.

Discussion

The use of a new form of compulsory payment (in the form of a water tax) practically did not change the previous mechanism for setting rates for water bodies, which was in force earlier. In the period under review (2006-2019), the role of the water tax in the national budget system decreased. Differential economic rent is also insufficiently taken into account in the establishment of water tax rates.

Conclusions

The water tax occupies an insignificant share of the revenues of the Russian consolidated budget. The total number of taxpayers of the water tax decreased by one-third from 2006 to 2019. The largest share was made by users who take water. Since 2006-2007, the tax base and the share of the aggregate accrued water tax in hydropower have significantly decreased. Since 2008, the largest share of the aggregate water tax falls on the water withdrawal from water bodies. However, the aggregate tax base for water use has also significantly decreased. The reduced rate of water tax when taking water for supplying the population leads to a significant decrease (by 77-82 %, depending on the year) of the tax

burden for this type of water use. An increased (five times) rate is applied when water is taken more than the limit established for a specific water user, an increased (five times) rate is applied. In this case, the specific weight of the water tax, charged in different periods at an increased rate, varied in the range of 2-10 %.

References

- Danilov-Danil'yan, V. I., Venitsianov, E. V., Adzhienko, G. V., & Kozlova, M. A. (2019). Assessing recent approaches to quality control and conservation of surface waters. *Herald of the Russian Academy of Sciences*, 89(6), 599-607. DOI: 10.1134/s1019331619060029
- Filchenkova, O. A., Medvedeva, O. E., & Artemenkov, A. I. (2019). Valuation of water resources for the system of national accounts purposes under the rent-based approach: Methodology and experimental estimates obtained for Russia. *European Journal of Natural History*, 4, 3-15.
- Golovina, E. I., & Chvileva, T. A. (2017). Key aspects in the field of state management of groundwater production for commercial use. *APRN Journal of Engineering and Applied Sciences*, 12(17), 5023-5028.
- Ojha, R., Thapa, B. R., Shrestha, S., Shindo, J., Ishidaira, H., & Kazama, F. (2018). Water taxation and subsidy analysis based on consumer water use behavior and water sources inside the Kathmandu Valley. *Water*, 10, 1802.

- Ørum, J. E., Boesen, M. V., Jovanovic, Z., & Pedersen, S. M. (2010). Farmers' incentives to save water with new irrigation systems and water taxation. A case study of Serbian potato production. *Agricultural Water Management*, 98(3), 465-471. DOI: 10.1016/j.agwat.2010.10.019.
- Polyzou, E., Jones, N., Evangelinos, K., & Halvadakis, C. (2011). Willingness to pay for drinking water quality improvement and the influence of social capital. *The Journal of Socio-Economics*, 40(1), 74-80. DOI: 10.1016/j.socec.2010.06.010
- Randla, T., Kurisoo, T., & Vilu, R. (2002). On eco-efficiency and sustainable development in Estonia. *International Journal of Environment and Sustainable Development*, 1(1), 32. DOI: 10.1504/ijesd.2002.000716
- Rymanov, A. (2017a). Differential land rent and agricultural taxation. *Agricultural Economics (Zemědělská Ekonomika)*, 63(9), 421-429. DOI: 10.17221/127/2016-agriceon
- Rymanov, A. (2017b). Tax amnesty in transition economy: Long-term trust, or short-term revenues? *International Journal of Contemporary Economics and Administrative Sciences*, 7(1-2), 114-125.
- Tax Code of the Russian Federation. (2020). *Tax code of Russia*. Recovered from https://www.nalog.ru/eng/tax_legislation/tax_code_of_russia/

- Tsindeliani, I., Kot, S., Vasilyeva, E., & Narinyan, L. (2019). Tax system of the Russian Federation: Current state and steps towards financial sustainability. *Sustainability*, 11(24), 6994. DOI: 10.3390/su11246994
- UN, United Nations. (2015). *Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015, Transforming our world: the 2030. Agenda for Sustainable Development (A/RES/70/1)*. Recovered from <https://sdgs.un.org/2030agenda>.
- Ushakov, E. P. & Ushakova, S. E. (2014). The water market as an institution of rent relations for water use. *Property Relations in the Russian Federation*, 9(156), 38-49.
- Venitsianov, E. V. (2019). Modern problems of water protection in Russia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 321, 012033. DOI: 10.1088/1755-1315/321/1/012033
- WHO, World Health Organization. (April 1, 2020). *Interim recommendations on obligatory hand hygiene against transmission of COVID-19*. World Health Organization. Recovered from <https://www.who.int/publications/m/item/interim-recommendations-on-obligatory-hand-hygiene-against-transmission-of-covid-19>