

## **EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL EN CAMPAMENTOS PETROLEROS: ESTUDIO DE CASO DE SAN ALBERTO, TARIJA, BOLIVIA**

### **ASSESSMENT OF WASTEWATER QUALITY FROM OILFIELD CAMPS: A CASE STUDY OF SAN ALBERTO, TARIJA, BOLIVIA**

**Graciela Lourdes Vargas Céspedes<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Facultad Integral del Chaco

\*correspondencia: graciela.vc.94@gmail.com <https://orcid.org/0009-0002-8530-9199>

#### **RESUMEN**

Este estudio explica las variaciones de la conductividad, el potencial de hidrógeno (pH), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) de un efluente proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas situada en un campamento petrolero, mediante un conjunto de variables que incluyen el método de tratamiento. Durante la investigación se utilizaron dos cultivos microbiológicos diferentes en el proceso de tratamiento, el mes del año que se genera el efluente, el personal residente, el volumen del caudal y algunas características del agua tratada tales como su aspecto, color y olor. Para tal efecto, se establece una base de datos de 60 observaciones mensuales, correspondientes a un registro por mes de 22 variables, comprendido entre septiembre del 2014 y agosto del 2019.

Como resultado, se obtuvo que el agua presenta los valores más bajos de conductividad. Cuando se utiliza el método 2, el pH del agua se incrementa con el número de personas presentes en el campamento; en cuanto a la DBO<sub>5</sub>, esta es una función creciente respecto al personal residente; los valores fueron más elevados en aguas de aspecto poco turbio. En lo concerniente a la DQO, se observa que es más elevada (igual a 148 mg/l) en situaciones en las que el agua presenta un aspecto turbio. Se utilizan técnicas avanzadas de la estadística matemática para identificar los coeficientes de impacto de modelos lineales, cuyos datos están organizados como series de tiempo. Adicionalmente, se presenta un panorama del tratamiento de las aguas del efluente a través de distribuciones de frecuencia univariadas.

**Palabras clave:** calidad del agua; efluentes; modelos lineales; normativa ambiental; plantas de tratamiento; series temporales

## ABSTRACT

This study analyzes variations in conductivity, hydrogen potential (pH), biochemical oxygen demand ( $BOD_5$ ), and chemical oxygen demand (COD) of an effluent from a wastewater treatment plant located in an oilfield camp are explained through a set of variables that include the treatment method. During the study, two different microbiological cultures were used in the treatment process. Other variables considered include the month of the year in which the effluent is generated, the number of resident personnel, the flow volume, and certain characteristics of the treated water such as appearance, color, and odor. A database of 60 monthly observations was established, corresponding to one monthly record of 22 variables, covering the period from September 2014 to August 2019. The results showed that the lowest conductivity values were observed when treatment method 2 was applied. The pH of the water increased with the number of people present in the camp. Regarding  $BOD_5$ , it was found to be a growing function with respect to the resident personnel and was

higher when the water showed a slightly turbid appearance. As for COD, it reached a higher value of 148 mg/L in situations where the water had a turbid appearance. Advanced mathematical statistics techniques were used to identify impact coefficients of linear models, with data organized as time series. Additionally, an overview of effluent water treatment is presented through univariate frequency distributions.

**Keywords:** water quality; effluents; linear models; environmental regulation; treatment plants; time series

**Recepción:** 15/11/2024

**Aceptación:** 16/05/2025

## INTRODUCCIÓN

El sector de la energía constituye uno de los sectores más importantes de la economía. La energía constituye un insumo esencial para todas las industrias y servicios. De esta manera, a inicios del siglo XXI se evidencia que todas las sociedades del planeta, sean países desarrollados o subdesarrollados, tienen una enorme dependencia de la producción de energía.

Una de las características de la industria petrolera es su alta intensidad de capital. Sin embargo, esto no impide que grupos relativamente reducidos de personas tengan que instalarse en sitios que no son precisamente centros urbanos sino más bien campamentos petroleros. Se trata de grupos que varían según la dimensión de la explotación del campo y del número de pozos. El número de residentes varía entre un mínimo de 10 y un máximo superior a 1000 personas. Para tener una idea del orden de magnitud, se puede pensar en la región en particular en la que se está realizando esta investigación: la comunidad de San Alberto, situada en el departamento de Tarija, Bolivia. Se trata de un grupo que varía según la estación, entre 30 y 50 personas. Estas personas hacen su vida cotidiana en el campamento, lo que quiere decir que consumen agua, necesitan provisión de

agua potable e instalaciones sanitarias adecuadas para evacuar los efluentes que son resultado del consumo doméstico. Esto representa un problema, dado que los efluentes contienen altos niveles de contaminantes.

El Estado nacional, en su voluntad de proteger tanto la naturaleza como la sociedad, tiene interés en evitar que los cursos de agua se vean contaminados por una actitud desaprensiva de la industria que trata de ahorrar costos. Impone normas que las empresas deben cumplir. Por lo tanto, las empresas se ven en la obligación y la necesidad de instalar procedimientos de tratamiento de estos efluentes antes de verterlos en los cursos de agua.

El uso de plantas de tratamiento de aguas residuales tipo compactas en campamentos petroleros es la alternativa de tratamiento comúnmente usada por las empresas que, en la necesidad y obligación del tratamiento de aguas negras y grises, adoptan esta medida para dar cumplimiento a sus compromisos con el medio ambiente.

El problema se presenta en el cumplimiento de los límites permisibles exigidos por la legislación boliviana para controlar la calidad del agua descargada y mantener la calidad de las fuentes receptoras, de acuerdo con la Ley N.<sup>º</sup>

1333 de Medio Ambiente y su Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica (RMCH), donde se establecen límites máximos permisibles para parámetros como  $DBO_5$ , DQO, pH, entre otros, aplicables a efluentes vertidos en cuerpos receptores de acuerdo con la Ley N.º 1333 de Medio Ambiente (1992) y su Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica (Bolivia, 1995).

El campamento petrolero se encuentra en el departamento de Tarija, en la comunidad de San Alberto. Tiene capacidad para alojar hasta 46 personas. En este campamento, todas las aguas residuales se juntan en pre cámaras. Al no haber diferentes líneas de tratamiento de aguas grises como negras, todo se trata en conjunto, despachándolas desde las precámaras hacia las cámaras de dosificación, para luego pasar al tanque biodigestor. Posteriormente, las aguas se reciben en las cámaras de cloración y, finalmente, pasan por un proceso de aireación para ser descargadas.

El tratamiento efectivo y rápido es el fisicoquímico por adición de floculantes; sin embargo se utiliza un proceso que, casi en su totalidad, es microbiológico y no depende de grandes cantidades de reactivos floculantes. Por el contrario, se activan las colonias de microorganismos desnitrificantes que, en altas

concentraciones, reducen rápidamente el 90 % de los contaminantes (Romero Lopez, 2017).

Con base en este criterio, se analizan dos métodos de tratamiento: en uno de ellos, se usa como reactivo biológico Bio 10; y en el otro, Environoc 301; además de otros reactivos químicos. De aquí en adelante se denominarán método de tratamiento 1 y método de tratamiento 2, respectivamente.

La aplicación de modelos de regresión lineal múltiple permite analizar el impacto simultáneo de varias variables independientes sobre la calidad del efluente (Montgomery, 2018). El presente estudio tiene como objetivo identificar los factores explicativos de las variaciones de la calidad del agua medida a través de la conductividad eléctrica (Ce), potencial de hidrógeno (pH), demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ) y demanda química de oxígeno (DQO), determinándose los factores explicativos de sus variaciones en el tiempo, que incluyen color, olor, aspecto, método, caudal, cantidad de personal, año, mes.

El presente manuscrito se organiza en cuatro secciones principales. En la sección 2 se presentan las distribuciones univariadas de frecuencia de las principales variables analizadas. En la sección 3 se tiene cuatro modelos lineales

de causalidad, y en la última sección, las conclusiones del estudio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La base de datos se construyó a partir de los análisis de laboratorio mensuales realizados a las descargas del efluente que corresponde a la planta de tratamiento de aguas residuales, aguas negras de inodoros, lavamanos y lavandería. Los análisis se realizan de acuerdo a los valores límites permisibles exigidos por la Ley N.º 1333 en su Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica (RMCH), Anexo A-2, (Bolivia, 1995). Para la caracterización del efluente, se realizaron análisis fisicoquímicos en laboratorio, aplicando técnicas normalizadas. La conductividad eléctrica se determinó mediante método electrométrico con conductímetro digital (APHA, 2510 B Conductivity, 1992). El potencial de hidrógeno (pH) fue medido con un potenciómetro calibrado, (APHA, 4500 -H pH Value, 1992).

La demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ) se evaluó mediante el método de incubación a 20 °C durante 5 días (APHA, 5210 B. 5 Day BOD Test, 1992).

La demanda química de oxígeno (DQO) se analizó mediante el método del dicromato cerrado (reflujo cerrado) con digestión a 150 °C durante dos horas

(APHA, 5220 C. Closed Reflux, Titrimetric Method COD, 1992).

Las variables cualitativas (color, olor y aspecto) fueron evaluadas de forma sensorial, registrando sus características predominantes al momento del muestreo. Se tienen datos desde el año 2014 al 2019, con un total de 60 observaciones. Los valores obtenidos de Ce, pH,  $DBO_5$  y DQO incluidos en los modelos lineales, permiten analizar si los factores (color, aspecto, caudal, método de tratamiento) afectan el cumplimiento de la normativa. De esta forma, se vincula directamente la interpretación estadística con la normativa ambiental boliviana.

Se aborda la temática de descripción del funcionamiento de la planta de tratamiento, métodos de tratamiento (dosificación de reactivos, descripción de los mismos). Durante la investigación se utilizaron dos cultivos microbiológicos diferentes en el proceso de tratamiento; por consiguiente, denominaremos método de tratamiento uno (BIO10) y método de tratamiento dos (ENVIRONOC), factores de contaminación del efluente, y parámetros de calidad del agua.

El diseño fue cuasi-experimental de tipo longitudinal, donde los factores analizados (color, olor, aspecto, caudal, personal y método) se consideran como variables independientes que varían naturalmente

en el tiempo. No se realizó un experimento controlado deliberado, sino un seguimiento observacional mensual. Para comprobar la influencia de estos factores, se aplicaron análisis de correlación unifactorial y multifactorial preliminar a cada variable de calidad (Ce, pH, DBO<sub>5</sub>, DQO) en el programa *EViews*. El análisis de correlación multifactorial ha sido empleado ampliamente en estudios de tratamiento de aguas residuales (Tchobanoglous, 2003). Se aplicaron métodos estadísticos específicos para analizar el comportamiento de los parámetros de calidad del efluente y su relación con diversas variables explicativas. Se utilizó el análisis de correlación (unifactorial y multifactorial) para identificar la fuerza y dirección de las relaciones lineales entre las variables independientes (como el método de tratamiento, número de personas, mes de generación del efluente, entre otras) y las variables dependientes (conductividad eléctrica, pH, DBO<sub>5</sub> y DQO).

Posteriormente, se aplicó regresión lineal múltiple con el fin de cuantificar el impacto simultáneo de varios factores sobre cada parámetro de calidad del agua, permitiendo estimar coeficientes de regresión e identificar su significancia estadística ( $p < 0.05$ ).

Además, dado que los datos corresponden a una serie temporal mensual de 60 observaciones entre septiembre de 2014 y agosto de 2019, se aplicó el coeficiente de Durbin-Watson para verificar la presencia de autocorrelación en los residuos de los modelos ajustados, lo que permitió validar el uso de modelos estadísticos en series estacionarias (Gujarati, 2010).

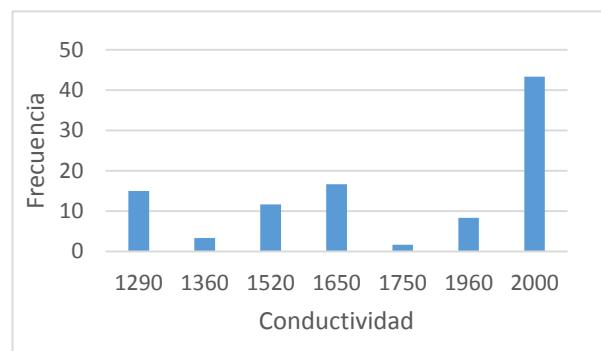
Para el desarrollo de la investigación se usan los modelos matemáticos y el programa *EViews*, que permite aplicar pruebas de raíz unitaria de manera eficiente, facilitando la identificación de la estacionariedad de las series temporales (IHS Global Inc., 2022) con el fin de obtener la sustentación de las variables que afectan a la calidad del efluente.

#### **Distribución de conductividad eléctrica, pH y demandas de oxígeno**

En esta sección se presenta un panorama de las principales variables estudiadas mediante sus distribuciones univariadas de frecuencia.

**Tabla 1.** Distribución de Frecuencia de la conductividad eléctrica del efluente ( $\mu\text{S}$ )

Frecuencia %			
0	1290	9	15
1291	1360	2	3
1361	1520	7	12
1521	1650	10	17
1651	1750	1	2
1751	1960	5	8
1961	2000	26	43
	Total	60	100

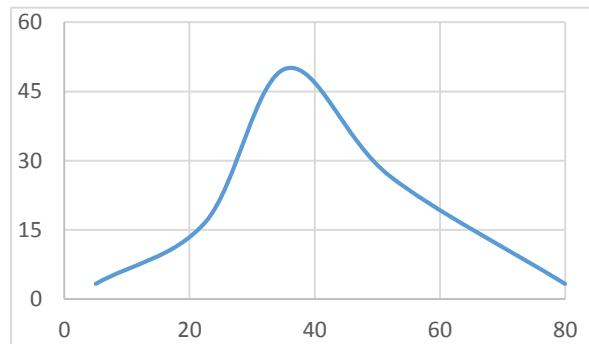


**Gráfico 1.** Histograma de la conductividad eléctrica (Ce)

En la Tabla 1 se presenta la distribución de frecuencias de los valores de conductividad eléctrica en el agua descargada después del tratamiento. De las 60 observaciones realizadas, en el 43 % de los casos, el valor en la salida es de  $2000 \mu\text{S}$ , en el extremo superior; y con el 15 % de los casos en el extremo inferior se tiene salidas con valores de  $1290 \mu\text{S}$ .

**Tabla 2.** Distribución de Frecuencia del potencial de hidrógeno del efluente ( $\text{UpH}$ )

Frecuencia %			
7.3	7.6	3	5
7.7	8.3	15	25
8.4	8.7	25	42
8.8	9.1	14	23
9.1	9.3	3	5
Total		60	100

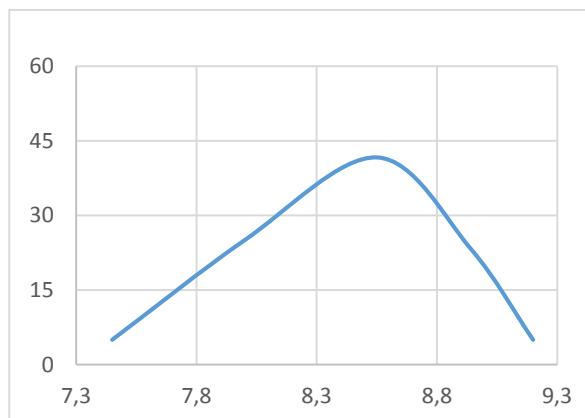


**Gráfico 2.** Curva de distribución del potencial de hidrógeno (pH)

En la Tabla 2 se presenta la distribución de frecuencias de los valores de potencial de hidrógeno. Se tiene que en el 42 % de los casos, en la clase modal, los valores en la descarga están comprendidos en 8.4 y 8.7; mientras que en los extremos con el 5 % de los casos, se tiene 7.3 y 7.6, en la clase inferior; y 9.1 y 9.3, en la clase superior, lo que significa que la mayoría de los valores están dentro de los parámetros límites permisibles.

**Tabla 3.** Distribución de frecuencia de la demanda bioquímica de oxígeno del efluente (mg/l)

Frecuencia %			
4	6	2	3
16	29	10	17
30	41	30	50
43	61	16	27
80	>80	2	3
Total		60	100

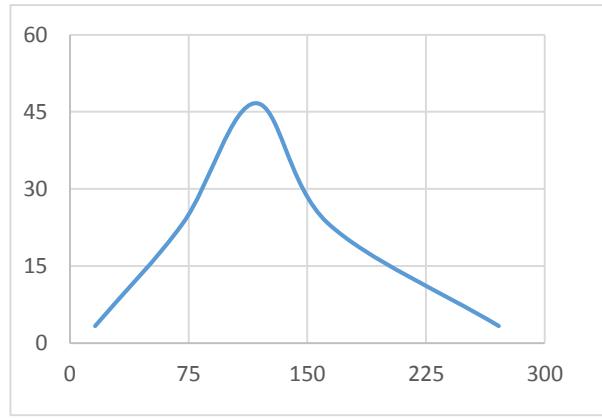


**Gráfico 3.** Curva de distribución de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

En la Tabla 3 se tiene la distribución de frecuencias de los valores de demanda bioquímica de oxígeno. Se tiene que en la clase modal se reúnen el 50 % de los casos, con límites comprendidos entre 30 y 41 mg/l. En los extremos de la distribución, con 3 % de los casos, se tiene valores de 4 y 6 mg/l, en el extremo inferior; y con 80 mg/l en el extremo superior. Esto significa que todos los valores están dentro de los parámetros límites permisibles, siendo que todos los valores son aptos para descargar.

**Tabla 4.** Distribución de frecuencia de la demanda química de oxígeno del efluente (mg/l)

Frecuencia %			
12	20	2	3
48	95	14	23
97	138	28	47
140	186	14	23
271	>271	2	3
Total		60	100



**Gráfico 4.** Curva de distribución de la demanda química de oxígeno (DQO)

En la Tabla 4 se presenta la distribución de frecuencias de los valores de demanda química de oxígeno. Se tiene que en un 47 % de los casos, en la clase modal, los valores en la descarga están comprendidos entre 97 y 138 mg/l; sin embargo, en los extremos con el 3 % de los casos, se tiene 12 y 20 en la clase inferior, y 271 en la clase superior. Esto significa que todos los valores están dentro de los parámetros límites permisibles, siendo que todos los valores son aptos para descargar.

## RESULTADOS

### La calidad de las aguas residuales en 4 modelos lineales

En esta sección se explican las variaciones de los indicadores de calidad del efluente de una planta de tratamiento compacta en un campamento petrolero. Los indicadores son la conductividad eléctrica, el potencial de hidrógeno, la demanda bioquímica y la demanda química de oxígeno.

La prueba de raíz unitaria es ampliamente utilizada para verificar la estacionariedad de series temporales económicas y ambientales (Enders, 2015). Para verificar la estacionariedad de las series, se utilizó la prueba de la raíz unitaria con nivel de significancia de 5 %. La prueba se realizó para cada variable principal, mostrando estadísticos significativamente negativos, lo que indica el rechazo de la hipótesis nula de raíz unitaria y confirma que las series son estacionarias. Esto se presenta en la Tabla 5.

**Tabla 5.** Prueba de la raíz unitaria

Variable	Código	Estadístico	Probabilidad	Observación
Caudal	p5	-6.4	0	estacionaria
Persona I en ejercicio	p4	-2.45	0.13	id.
Conductividad (Ce)	p9	-5.5	0	id.
Potencia I de hidrógeno (pH)	p12	-2.9	0.05	id.
Demand a bioquímica de oxígeno (DBO5)	p20	-4.6	0	id.
Demand a química de oxígeno (DQO)	p21	-4.4	0	id.

### Conductividad eléctrica del agua

Se propone la ecuación 1 siguiente:

$$p9_t = a_0 + a_1 p2_{-1t} + a_2 p3_{-12t} + a_3 p3_{-22t} + a_4 p6_{-2t} + a_5 p8_{-1t} + \varepsilon_t;$$

con  $t = 1, 2, \dots, 60$ ;

donde la variable explicada se define como sigue:

$p9$ : variable dependiente, representa la conductividad eléctrica (Ce) del agua, en

unidades de micro siemens por centímetro ( $\mu\text{S}$ );

mientras que todas las variables explicativas son binarias, definidas como sigue:

*p2\_1*: variable independiente binaria, definida como:

- 1, si el método de tratamiento del agua es con BIO10;
- 0, si es con otro método.

*p3\_12*: variable independiente binaria, definida como:

- 1, si el año del registro es 2016-2017;
- 0, si es otro año.

*p3\_22*: variable independiente binaria, definida como:

- 1, si el mes de registro pertenece al 2do cuatrimestre del año (mayo a agosto);
- 0, si es otro cuatrimestre.

*p6\_2*: variable independiente binaria, definida como:

- 1, si el color del agua es *levemente amarillo*;
- 0, si es otro color.

*p8\_1*: variable independiente binaria, definida como:

- 1, si el aspecto del agua es *transparente*;
- 0, si es otro aspecto.

$a_0, a_1, a_2, a_3, a_4, a_5$ : coeficientes del modelo que indican la contribución de cada variable explicativa.

$\varepsilon_t$ : término de error aleatorio ('épsilon') en el tiempo (t), que recoge los efectos no explicados por el modelo. Bajo los supuestos clásicos, debe presentar media cero, varianza constante y ser no correlacionado (Gujarati, 2010).

En cuanto a las hipótesis sobre los errores, estos son de media y covarianzas nulas, y varianza constante.

Los coeficientes del modelo se consideran estadísticamente diferentes de cero si el valor  $p$  asociado es inferior al nivel de significancia predefinido (Kennedy, 2008).

En el presente estudio los coeficientes son estadísticamente diferentes de cero tal como lo muestra el valor de la estadística y la probabilidad asociada, en cuanto a las variaciones de la conductividad eléctrica del agua se sigue la vía del valor esperado. La validez del modelo se respalda en los valores de bondad de ajuste presentados ( $R^2 = 0.62$ ,  $R^2$  ajustado = 0.58, y el error estándar de regresión relativamente bajo), así como en la significancia de los coeficientes individuales obtenida en los resultados de regresión. Estos indicadores sugieren que los residuos no presentan patrones evidentes de heterocedasticidad ni

desviaciones severas de normalidad, por lo que se considera que ambos supuestos quedan razonablemente cumplidos dentro de los límites prácticos del análisis. La hipótesis de homocedasticidad y normalidad de los errores es fundamental para la validez estadística de los modelos de regresión (Hill, 2018).

### **Potencial de hidrógeno del agua**

Se propone la ecuación 2 siguiente:

$$p12_t = a_0 + a_1 p3\_11_t + a_2 p4_t + \varepsilon_t;$$

con  $t = 1, 2, \dots, 60$ ;

donde la variable explicada se define como sigue:

$p12$ : variable dependiente, representa el potencial de hidrógeno (pH) del agua, en unidades de pH;

Mientras que se presentan las variables explicativas, estando definida como sigue:

$p3\_11$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el año del registro es 2014-2015;

0, si es otro año.

Y, finalmente, se presenta la variable explicativa no binaria, definida como sigue:

$p4$ : variable independiente cuantitativa, que representa el personal en servicio en número de personas por mes.

$a_0, a_1, a_2$ : coeficientes del modelo que indican la contribución de cada variable explicativa.

$\varepsilon_t$  : épsilon término de error aleatorio en el tiempo ( $t$ ), que recoge los efectos no explicados por el modelo.

En cuanto a las hipótesis sobre los errores, estos son de media y covarianzas nulas, y varianza constante.

La bondad de ajuste del modelo puede evaluarse a través del coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el  $R^2$  ajustado y el error estándar de regresión (Stock, 2019) entonces la validez del modelo para el potencial de hidrógeno (pH) se respalda en los indicadores de bondad de ajuste obtenidos ( $R^2 = 0.55$ ,  $R^2$  ajustado = 0.51), que muestran una capacidad explicativa aceptable. El bajo error estándar de regresión y la significancia de los coeficientes indican un comportamiento adecuado de los residuos. El estadístico Durbin-Watson (1.74) indica independencia de errores. Según Cameron (2005), la inferencia estadística correcta en modelos de regresión depende de la validez de los supuestos sobre los residuos. Con base en los resultados, se considera que los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los errores quedan razonablemente cumplidos para fines prácticos de análisis.

## Demanda bioquímica de oxígeno del agua (DBO<sub>5</sub>)

Se propone la ecuación 3 siguiente:

$$p20_t = a_0 + a_1 p3\_22_t + a_2 p6\_2_t + a_3 p8\_1_t + a_4 p8\_2_t + a_5 p4_t + a_6 p5_t + \varepsilon_t;$$

con  $t = 1, 2, \dots, 60$ ;

donde la variable explicada se define como sigue:

$p20$ : variable dependiente, representa la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) del agua, en unidades de miligramos por litro (mg/l); mientras que las variables explicativas son binarias y están definidas como sigue:

$p3\_22$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el mes de registro pertenece al 2do cuatrimestre del año (mayo a agosto);

0, si es otro cuatrimestre.

$p6\_2$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el color del agua es *levemente amarillo*;

0, si es otro color.

$p8\_1$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el aspecto del agua es *transparente*;

0, si es otro aspecto.

$p8\_2$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el aspecto del agua es *poco turbio*;

0 si es otro aspecto.

Finalmente, se presenta la variable explicativa no binaria, definida como sigue:

$p5$ : variable explicativa cuantitativa, que representa el caudal estimado en metros cúbicos.

La relación entre la carga orgánica (DBO<sub>5</sub>) y el caudal es un patrón bien documentado en estudios previos (Eddy, 2014).

$a_0, a_1, a_2, a_3, a_4, a_5, a_6$ : coeficientes del modelo que indican la contribución de cada variable explicativa.

$\varepsilon_t$  : épsilon término de error aleatorio en el tiempo (t), que recoge los efectos no explicados por el modelo.

En cuanto a las hipótesis sobre los errores, estos son de media y covarianzas nulas, y varianza constante.

En el caso de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), la validez del modelo se refleja en los indicadores de bondad de ajuste obtenidos ( $R^2 = 0.48$  y  $R^2$  ajustado = 0.43), que muestran una capacidad explicativa moderada. El error estándar de regresión (11.53) y la significancia de los coeficientes apoyan la consistencia del modelo. Asimismo, el estadístico Durbin-Watson (1.57) indica independencia aceptable de los errores. De acuerdo a

Greene (2018), cuando los residuos no presentan heterocedasticidad ni autocorrelación, se afirma que los supuestos del modelo lineal clásico están razonablemente cumplidos. Con base en los resultados, se considera que los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuos se cumplen de forma razonable para los objetivos de este análisis.

### **Demandा química de oxígeno del agua (DQO)**

Se propone la ecuación 4 siguiente:

$$p21_t = a_0 + a_1 p3\_22_t + a_2 p8\_1_t + a_3 p8\_2_t + \varepsilon_t;$$

con  $t = 1, 2, \dots, 60$ ;

donde la variable explicada se definida como sigue:

$p21$ : variable dependiente, que representa la demanda química de oxígeno (DQO) del agua, en miligramos por litro ( $mg/l$ ); mientras que todas las variables explicativas son binarias, definidas como sigue:

$p3\_22$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el mes de registro pertenece al 2do cuatrimestre del año (mayo a agosto);

0, si es otro cuatrimestre.

$p8\_1$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el aspecto del agua es *transparente*;

0, si es otro aspecto.

$p8\_2$ : variable independiente binaria, definida como:

1, si el aspecto del agua es *poco turbio*;

0, si es otro aspecto.

$a_0, a_1, a_2, a_3$ : coeficientes del modelo que indican la contribución de cada variable explicativa.

$\varepsilon_t$  : épsilon término de error aleatorio en el tiempo ( $t$ ), que recoge los efectos no explicados por el modelo.

Se ha encontrado una alta correlación entre la turbidez y la carga orgánica en aguas residuales domésticas (Rocío & Yamid, 2020). En cuanto a las hipótesis sobre los errores, estos son de media y covarianzas nulas, y varianza constante.

El análisis de regresión se basa en la estimación de parámetros que maximizan la verosimilitud, siempre que los errores cumplan ciertas propiedades estadísticas (Wooldridge, 2016). Para la demanda química de oxígeno (DQO), los indicadores de bondad de ajuste obtenidos ( $R^2 = 0.55$  y  $R^2$  ajustado = 0.50) reflejan una capacidad explicativa adecuada. El error estándar de regresión (32.86) y la significancia estadística de los coeficientes fortalecen la solidez del

modelo. Además, el estadístico Durbin-Watson (1.73) indica independencia aceptable de los errores. En conjunto, estos resultados permiten considerar que los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuos se cumplen razonablemente, asegurando la validez práctica del modelo para el análisis propuesto.

## DISCUSIÓN

Los resultados coinciden con estudios previos que reportan una alta correlación entre turbidez y carga orgánica en aguas residuales (Rocío & Yamid, 2020). Los supuestos estadísticos de homocedasticidad y normalidad se mantuvieron razonablemente en los modelos. En cuanto a las hipótesis sobre los errores, estos son de media y covarianzas nulas, y varianza constante.

Los modelos de regresión mostraron estimaciones consistentes, respaldando su validez estadística (Wooldridge, 2016).

Para la demanda química de oxígeno (DQO), los indicadores de bondad de ajuste obtenidos ( $R^2 = 0.55$  y  $R^2$  ajustado = 0.50) reflejan una capacidad explicativa adecuada. El error estándar de regresión (32.86) y la significancia estadística de los coeficientes fortalecen la solidez del modelo. En conjunto, los modelos cumplieron razonablemente los supuestos

estadísticos, garantizando su validez práctica.

## CONCLUSIÓN

Se validaron cuatro modelos de regresión lineal múltiple para analizar las variaciones en los indicadores de calidad del efluente de una planta compacta en un campamento petrolero. Los modelos se probaron utilizando una base de datos de 60 observaciones, tras confirmar la estacionariedad de las series con el estadístico de Durbin-Watson, que evalúa la independencia de errores (Chen, 2015).

De acuerdo con Ramanathan (2002), un modelo con buena capacidad explicativa no solo debe tener coeficientes significativos, sino también residuos aleatorios y sin patrón definido. En este estudio, los resultados de estos modelos han sido estadísticamente significativos y permiten extraer conclusiones específicas sobre los factores que inciden en cada uno de los indicadores evaluados.

En primer lugar, la conductividad eléctrica (Ce) del agua mostró una dependencia significativa de variables categóricas, como el método de tratamiento utilizado, el año de registro, el cuatrimestre, el color y el aspecto del agua, lo que evidenció una capacidad explicativa aceptable ( $R^2$  ajustado = 0.58) en el modelo.

El modelo para el potencial de hidrógeno (pH) evidenció que la variabilidad en esta

variable se relaciona con el personal en servicio y el año del registro, con una bondad de ajuste moderada ( $R^2$  ajustado = 0.51), y un comportamiento estadístico adecuado de los residuos.

En cuanto a la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ), se observó una relación creciente con el caudal y con el número de personas en servicio. Además, los valores de  $DBO_5$  fueron mayores en aguas de aspecto poco turbio y de color levemente amarillo, y menores durante el segundo cuatrimestre del año. Este modelo presentó una capacidad explicativa moderada ( $R^2$  ajustado = 0.43), y cumplió los supuestos estadísticos de forma razonable. Por último, el modelo para la demanda química de oxígeno (DQO) indicó que los valores más bajos se relacionan con registros realizados durante el segundo cuatrimestre, en aguas transparentes, mientras que el aspecto poco turbio se asoció a valores más altos de DQO. La bondad de ajuste fue adecuada ( $R^2$  ajustado = 0.50), y los supuestos estadísticos del modelo fueron aceptables.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.). American Public Health Association. (2510 B Conductivity).
- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.). American Public Health Association. (4500 -H pH Value).
- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.). American Public Health Association. (5210 B. 5 Day BOD Test).
- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.). American Public Health Association. (5220 C. Closed Reflux, Titrimetric Method COD).
- Estado Plurinacional de Bolivia. (1995). *Reglamento en materia de contaminación hídrica*. En: Ley 1333 de Medio Ambiente. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente.
- Cameron, A. C., & Trivedi, P. K. (2005). *Microeconometrics: Methods and applications*. Cambridge & New York: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511811241>
- Chen, Y. (2015). Spatial autocorrelation approaches to testing residuals from least squares regression. *arXiv Preprint arXiv: 1512.00884*

- Eddy, M., Tchobanoglous, G., & Burton, F. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education. ISBN 978-0-07-340118-8.
- Enders, W. (2015). *Applied econometric time series* (4th ed.). Hoboken, NJ: Wiley. ISBN 978-1-118-80856-6
- Greene, W. H. (2018). *Econometric analysis* (8th ed.). Harlow, Essex, Reino Unido: Pearson. ISBN 978-1-292-23115-0
- Gujarati, D. N., & Porter, D. C. (2010). *Econometría* (5th ed.). Nueva York, NY: McGraw-Hill/Irwin. ISBN 978-145624627
- Hill, R. C., Griffiths, W. E., & Lim, G. C. (2018). *Principles of econometrics* (5th ed.). Hoboken, NJ: Wiley. ISBN 978-1-118-45227-1
- IHS Global Inc. (2022). *EViews 13 user's guide* / I. IHS Markit. <https://www.eviews.com/EViews13/EViews13UsersGuidel.pdf>
- Kennedy, P. (2008). *A guide to econometrics* (6th ed.). Hoboken, NJ: Wiley. ISBN 978-1-4051-8257-7
- Montgomery, D. C., Peck, E. A., & Vining, G. G. (2012). *Introduction to linear regression analysis* (5th ed.). Hoboken, NJ: Wiley. ISBN 978-1-119-48381-4
- Ramanathan, R. (2002). *Introductory econometrics with applications* (5th ed.). South-Western College Publishing. ISBN 0-03-034342-9
- Ospina Rocío, M., & Contreras Yamid, M. (2020). Evaluación de la turbiedad como parámetro indicador del tratamiento de una planta potabilizadora municipal. *Revista UIS Ingenierías*, 19(1), 4–12. <https://doi.org/10.18273/revuin.v19n1-2020001>
- Romero López, T.J. (2017). Uso de microorganismos eficientes para tratar aguas contaminadas. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(3), 88–100. [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1680-03382017000300008](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382017000300008)
- Stock, J. H., & Watson, M. W. (2019). *Introduction to econometrics* (4th ed.). Harlow, Reino Unido: Pearson Education. ISBN 978-1-292-26445-2
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (4th ed.). Nueva York, NY: McGraw-Hill.
- Wooldridge, J. M. (2016). *Introductory econometrics: A modern approach* (6th ed.). Boston, MA: Cengage Learning. ISBN 978-1-305-27010-7

