


Adecuación del tratamiento químico de aguas residuales de una empresa productora de Hipoclorito de Sodio¹

Adequacy of the chemical treatment of wastewater from a Sodium Hypochlorite producing company


Paola I. González Arias

Universidad Rafael Urdaneta, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Química, Maracaibo, Venezuela.

 <https://orcid.org/0009-0006-9129-6020> | Correo electrónico: paolaisabel.gonzalez@gmail.com


Yenibel C. Valencia Meza

Universidad Rafael Urdaneta, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Química, Maracaibo, Venezuela.

 <https://orcid.org/0009-0000-4741-5607> | Correo electrónico: valenciayenibel@gmail.com |


Alexandra L. Vera Bonilla

Universidad del Zulia, Facultad de Agronomía, Departamento de Química, Maracaibo, Venezuela.

 <https://www.orcid.org/0000-0002-0875-2965> | Correo electrónico: avera@fa.luz.edu.ve

Charity E. Andrade Ruiz

Universidad del Zulia, Facultad Experimental de Ciencias, Departamento de Química, Maracaibo, Venezuela.

 <https://www.orcid.org/0000-0001-5609-2010> | Correo electrónico: ceandrade@fec.luz.edu.ve

José G. Delgado González

Universidad del Zulia, Facultad de Agronomía, Departamento de Química, Maracaibo, Venezuela.

 <https://www.orcid.org/0009-0005-1275-535X> | Correo electrónico: delgadogig621@gmail.com

Recibido: 20-11-2025 Admitido: 01-12-2025 Aprobado: 04-12-2025

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.20086097>

Resumen

El presente trabajo de investigación surgió ante la necesidad de evaluar métodos de adecuación del pH en efluentes industriales altamente alcalinos generados por una planta de hipoclorito de sodio. Estas aguas residuales, con un elevado contenido de hidróxido de sodio, requieren control del pH. El objetivo fue evaluar un tratamiento químico para adecuar el efluente y cumplir con los estándares de disposición final. La metodología incluyó la caracterización fisicoquímica del efluente y la evaluación de la eficiencia de ácidos orgánicos (acético y cítrico) y dióxido de carbono como agentes neutralizantes, en comparación con un tratamiento de referencia basado en la utilización de ácido sulfúrico. Para tratar un litro de efluente, se utilizó un volumen promedio de 3,30 mL de ácido acético, 5,83 mL de ácido cítrico y 17,33 L de dióxido de carbono. El ácido sulfúrico se utilizó en una dosis de 1,60 mL, contrastando así con un agente inorgánico. Los tratamientos aplicados lograron adecuar el pH del efluente al rango de 7,0 a 7,5, cumpliendo con los Artículos 10 y 15 del Decreto No. 883. El análisis mostró que, tras la neutralización, solo la concentración de sólidos totales superó los límites normativos, recomendando un tratamiento adicional de sedimentación y floculación. Los resultados indicaron que la inyección de dióxido de carbono es la alternativa más eficaz y sostenible. Se considera que su implementación es responsable desde una perspectiva técnico-ambiental para la gestión de estas aguas residuales.

Palabras clave: Aguas residuales industriales, hipoclorito de sodio, tratamiento químico, neutralización, control del pH.

¹Artículo adaptado de la ponencia presentada en la II Jornada de Ingeniería de la Universidad Rafael Urdaneta, 2025.

Abstract

This study addresses the need to evaluate pH-adjustment strategies for highly alkaline industrial effluents generated by a sodium hypochlorite production plant. These wastewaters, characterized by elevated sodium hydroxide concentrations, require effective pH control prior to discharge. The objective was to assess a chemical treatment capable of conditioning the effluent to meet regulatory standards for final disposal. The methodology involved physicochemical characterization of the effluent and the evaluation of organic acids (acetic and citric) and carbon dioxide as neutralizing agents, compared with a reference treatment using sulfuric acid. To treat one liter of effluent, average doses of 3,30 mL of acetic acid, 5,83 mL of citric acid, and 17,33 L of carbon dioxide were required; sulfuric acid was applied at 1,60 mL per liter as the inorganic benchmark. All treatments successfully adjusted the pH to the target range of 7,0–7,5, in compliance with Articles 10 and 15 of Decree No. 883. Post-neutralization analysis indicated that only total solids exceeded regulatory limits, suggesting the need for an additional sedimentation and flocculation step. Overall, results identify carbon dioxide injection as the most effective and sustainable alternative, supporting its implementation as a technically sound and environmentally responsible approach for managing these alkaline effluents.

Keywords: *Industrial wastewater, sodium hypochlorite, chemical treatment, neutralization, pH control.*

Introducción

La producción de hipoclorito de sodio es fundamental para la elaboración de productos de limpieza y desinfección, esenciales para la salud pública y la higiene. Este compuesto se obtiene a partir de la reacción entre una solución de hidróxido de sodio y gas cloro. Una empresa productora de hipoclorito de sodio ubicada en la ciudad de Maracaibo lleva a cabo este proceso y enfrenta el reto de tratar adecuadamente las aguas residuales generadas durante la producción.

Actualmente, la empresa productora de hipoclorito de sodio, cuenta con un sistema de ocho sedimentadores que reducen algunos contaminantes, como sólidos suspendidos y flotantes, cumpliendo parcialmente con el Decreto No. 883 [1]. A pesar de estos avances, persisten dificultades en el control del pH, lo que evidencia la necesidad de fortalecer el sistema de tratamiento para garantizar el cumplimiento de los estándares ambientales y asegurar una adecuada disposición o reutilización del efluente.

Este estudio se desarrolla con el objetivo de evaluar métodos para ajustar el pH del efluente generado en la producción de hipoclorito de sodio, un proceso que produce aguas residuales con hidróxido de sodio, sólidos totales, cloro, cloruros y otros compuestos que requieren un control preciso del pH para evitar impactos ambientales y asegurar la sostenibilidad del proceso [2].

En este contexto, se propone evaluar la incorporación de un tratamiento químico basado en ácidos orgánicos y dióxido de carbono como agentes neutralizantes del efluente de una planta productora de hipoclorito de sodio.

Materiales y Métodos

Fase 1: Caracterización de manera fisicoquímica las aguas residuales de una empresa productora de hipoclorito de sodio

Para caracterizar el efluente generado en la producción de hipoclorito de sodio, se seleccionó un punto de muestreo representativo y se recolectó la muestra siguiendo la norma COVENIN 2709:2002 [3]. Los análisis fisicoquímicos se realizaron conforme al *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMWW) [4] y a las normativas COVENIN [3], evaluando los parámetros establecidos en el Artículo 15 del Decreto No. 883 [1]. Los resultados obtenidos se compararon con los límites establecidos en los Artículos 10 y 15 del mismo decreto [1], lo que permitió definir las tecnologías de tratamiento a implementar en la siguiente fase del estudio.

Fase 2: Efecto de ácidos orgánicos y dióxido de carbono en la neutralización del efluente de la producción de hipoclorito de sodio

Se seleccionaron como agentes neutralizantes dos ácidos orgánicos (acético y cítrico), debido a su baja peligrosidad, y dióxido de carbono por su capacidad de reaccionar con medios fuertemente alcalinos. El ácido sulfúrico se incluyó únicamente como referencia, ya que su uso no es viable por el riesgo potencial de generar cloro gaseoso. Se recolectaron muestras de efluente en dos fechas del proceso y se realizaron análisis fisicoquímicos del agua cruda y tratada.

Los tratamientos se realizaron a escala de laboratorio, utilizando 1 L de muestra y un rango objetivo de pH entre 7 y 7,5. Para los ácidos acético, cítrico y sulfúrico, la dosificación se efectuó con agitación continua, registrando el volumen empleado y el pH final. En el caso del dióxido de carbono, se aplicó un sistema de inyección con un cilindro de dióxido de carbono y regulador de presión. El consumo de dióxido de carbono se estimó mediante desplazamiento de agua, midiendo el tiempo necesario para desplazar 2 L y calculando el caudal a partir de la siguiente fórmula:

$$Q (L / s) = \frac{V (L)}{t (s)} \quad (1)$$

Asimismo, se llevaron a cabo pruebas preliminares con una solución de hidróxido de sodio 0,1 M para verificar la eficiencia de la neutralización. Se inyectó dióxido de carbono durante un minuto a la solución de hidróxido de sodio. Luego, se compararon los volúmenes de ácido sulfúrico requeridos para titular las muestras tratadas y no tratadas. Con la diferencia en volúmenes, se calcularon los miliequivalentes de hidróxido de sodio neutralizados, y así el porcentaje de dióxido de carbono que reaccionó:

$$\% CO_2 = \left(\frac{meq NaOH_{neutralizado}}{meq NaOH_{total}} \right) * 100 \quad (2)$$

Para calcular la masa de dióxido de carbono empleada durante las pruebas experimentales de neutralización, se utilizó la ley de los gases ideales:

$$PV = nRT \quad (3)$$

Al calcular el número de moles, se multiplica por el peso molecular del dióxido de carbono para hallar su masa.

$$M_{CO_2} = n_{CO_2} * PM_{CO_2} \quad (4)$$

Luego de las pruebas preliminares del sistema de inyección, el dióxido de carbono se aplicó al efluente registrando continuamente el pH hasta alcanzar la neutralización. Cada tratamiento se realizó por triplicado para garantizar la confiabilidad de los resultados. Posteriormente, el efluente tratado fue caracterizado para evaluar la eficiencia de los métodos. Finalmente, los datos se analizaron mediante ANOVA y la prueba *post hoc* de Tukey ($p \leq 0,05$) para identificar diferencias significativas entre los tratamientos.

Fase 3: Comparación de los resultados obtenidos de los tratamientos aplicados para la selección del más adecuado cumpliendo con el Decreto N.º 883 para su disposición final

Se realizó un análisis comparativo para determinar cuál método de neutralización ofrece mayor eficiencia, en base a los resultados obtenidos en el análisis fisicoquímico de las muestras tratadas con los diferentes métodos, lo que permitió seleccionar el tratamiento más adecuado para la correcta disposición final del efluente.

Resultados

Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales de una empresa productora de hipoclorito de sodio

Este estudio determinó los parámetros fisicoquímicos de las aguas residuales generadas por la empresa productora de hipoclorito de sodio, de acuerdo con los Artículos 10 y 15 del Decreto No. 883 [1]. A continuación, se presenta una tabla con los resultados obtenidos, destacando los parámetros que exceden los límites permitidos por la normativa (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados de los parámetros fuera del rango permitido en el Decreto N° 883 del efluente analizado

Parámetro	Valor obtenido	Valor de referencia Art. 15	Valor de referencia Art. 10
pH	11,86	6-9	6-9
Cloruros (mg/L)	1055,81	N.E.	1000
Espuma (mm)	4,0	N.E.	Ausente
Sólidos flotantes	Presencia	Ausentes	Ausentes
Sólidos sedimentables (mL/L)	16,0	N.E.	1,0
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	592	400	80
Sólidos totales (mg/L)	6259	1600	N.E.

El efluente presentó un pH básico de 11,86, superando los límites establecidos en los Artículos 10 y 15 del Decreto N.º 883 [1]. Esta alcalinidad se debe principalmente a la presencia de hidróxido de sodio. Durante este proceso, el cloro gaseoso reacciona con el hidróxido de sodio para poder formar el hipoclorito de sodio, por lo tanto, pueden quedar residuos de hidróxido de sodio, lo que eleva el pH. Además, el hipoclorito de sodio formado también contribuye a la basicidad del efluente. El pH del efluente se compara con el resultado reportado por Romero, Rodríguez y Masó [5], quienes encontraron un pH promedio de 10,5 en aguas residuales de una industria textil cubana, atribuible al uso de diversas sustancias químicas alcalinas en su proceso productivo.

El efluente presentó una concentración elevada de cloro residual libre (843 mg/L), atribuida al exceso de cloro utilizado en la producción de hipoclorito de sodio para asegurar la conversión completa y evitar subproductos como cloratos y cloruros. Según Breytus, Kruzic y Prabakar [6], factores como concentración, temperatura y tiempo de almacenamiento influyen en la formación de clorato, por lo que su control contribuye a su reducción. Además, el arrastre de cloro no consumido también explica su alta presencia. Aunque el Decreto N.º 883 [1] no establece límites para este parámetro, el pH elevado favorece la estabilidad del ión hipoclorito, lo que justifica su persistencia. Este comportamiento concuerda con lo reportado por Tran et al. [7] en procesos con compuestos clorados y con Gual [8], quien señala que en aguas con baja materia orgánica el cloro se mantiene más estable, reflejándose en la baja DQO del efluente (22,0 mg/L) y en un cloro residual prácticamente sin consumirse.

Otro parámetro que presentó valores elevados fueron los cloruros, con una concentración de 1055,81 mg/L, superando el límite establecido en el Decreto N.º 883, Artículo 10 [1]. Este resultado se asocia a la formación de cloruro de sodio como subproducto de la producción de hipoclorito de sodio y al uso de salmuera en la regeneración de resinas iónicas del suavizador, que aporta soluciones con alto contenido de cloruros al efluente. Estos hallazgos coinciden con lo reportado por Ayala [9], quien relaciona concentraciones elevadas de cloruros con el uso de sales y la regeneración de resinas en procesos industriales.

Por último, el efluente presentó sólidos flotantes y concentraciones elevadas de sólidos suspendidos totales (592 mg/L), sólidos totales (6259 mg/L) y sólidos sedimentables (16 mg/L), todos por encima de los

límites establecidos en los Artículos 10 y 15 del Decreto N.º 883 [1]. La presencia de estos sólidos se relaciona con las distintas etapas del proceso industrial: los sólidos flotantes, de baja densidad, se mantienen en la superficie; los suspendidos, formados por partículas finas no disueltas, generan turbidez; y los sedimentables, como sales o residuos de lavado, se depositan al disminuir la turbulencia.

La reducción de sólidos requiere sedimentación y filtración para cumplir los estándares de calidad. Para ello, la empresa emplea un sistema de sedimentación primaria cuya eficiencia se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados fisicoquímicos del efluente antes y después de la sedimentación primaria

Parámetro	Agua residual cruda	Agua residual tratada	Valor de referencia Art. 15	Valor de referencia Art. 10
pH	11,86	11,64	6-9	6-9
Conductividad (mS/cm)	15,15	9,62	N.E.	N.E.
Salinidad (g/L)	7,17	4,96	N.E.	N.E.
Sólidos disueltos totales (mg/L)	8161	5812	N.E.	N.E.
Cloro residual (mg/L)	843,00	575,71	N.E.	N.E.
Cloruros (mg/L)	1055,81	837,36	N.E.	1000
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	592	48	400	80
Sólidos totales (mg/L)	6259	5230	1600	N.E.
Sólidos flotantes	Presentes	Ausentes	Ausentes	Ausentes

El sistema de sedimentación reduce sólidos suspendidos y flotantes, mejorando la calidad del efluente. No obstante, el pH permanece fuera del rango normativo, los sólidos totales superan los límites y el cloro residual sigue elevado, lo que podría generar impactos ambientales en su descarga.

Efecto de ácidos orgánicos y dióxido de carbono en la neutralización del efluente de la producción de hipoclorito de sodio

A continuación, se muestra la dosificación de los agentes neutralizantes aplicados en cada prueba para alcanzar el rango de pH deseado, el cual fue de 7 - 7,5, cumpliendo así con el límite establecido en el Decreto No. 883, Artículo 10 y 15 [1] el cual comprende un rango de 6 - 9 para el pH (Tabla 3).

Tabla 3. Dosificación de agentes neutralizantes al efluente

Agente neutralizante	pH inicial	pH final	Volumen dosificado
Ácido acético glacial	11,98 ± 0,01	7,30 ± 0,20	3,30 ± 0,08 mL
Ácido cítrico	11,98 ± 0,01	7,17 ± 0,12	5,83 ± 0,09 mL
Dióxido de carbono	12,24 ± 0,02	7,31 ± 0,15	17,33 ± 4,49 L
Ácido sulfúrico	12,24 ± 0,02	7,08 ± 0,09	1,60 ± 0,06 mL

El tratamiento del efluente con ácido acético glacial logró reducir el pH de 11,98 a $7,30 \pm 0,20$ con un volumen promedio de $3,30 \pm 0,08$ mL, mostrando alta eficacia, estabilidad y cumplimiento con el Decreto N.º 883 [1]. En comparación, Gadiant [10] utilizó vinagre (5 % de ácido acético) y requirió mayores volúmenes para alcanzar reducciones similares de pH, debido a la menor concentración de ácido acético, pero logrando, aun así, la neutralización del agua. Por su parte, el ácido cítrico permitió estabilizar el pH en $7,17 \pm 0,12$ con una dosis promedio de $5,83 \pm 0,09$ mL, también dentro del rango permitido y con baja variabilidad entre pruebas. En contraste, Sánchez, Gómez y Hernández [11] usaron una mezcla de ácidos orgánicos más fuertes para neutralizar 1000 L de agua, lo que explica las diferencias en volumen requerido pese a utilizar compuestos del mismo tipo.

El tratamiento con dióxido de carbono redujo el pH del efluente de $12,24 \pm 0,02$ a $7,31 \pm 0,15$ mediante una inyección controlada a 0,038 L/s. El volumen promedio dosificado fue de 17,33 L y, pese a ligeras variaciones, la baja desviación estándar del pH final confirma un proceso eficiente y consistente, siempre dentro de los límites establecidos. Estos resultados son consistentes con los reportados por Gastañadui *et al.*, [12], quienes emplearon dióxido de carbono para neutralizar efluentes alcalinos generados por lodos de alta densidad, logrando reducir el pH de 10–10,5 a 6,5–7,5 mediante una inyección continua del gas.

Finalmente, el tratamiento con ácido sulfúrico demostró ser eficiente y estable, utilizando un volumen promedio de $1,60 \pm 0,06$ mL con baja desviación estándar, lo que indica una dosificación precisa. El pH se redujo de $12,24 \pm 0,02$ a $7,08 \pm 0,09$, alcanzando niveles cercanos a la neutralidad y superando el desempeño de los demás métodos evaluados. Estos resultados son consistentes con lo reportado por AbdAl-Hussein [13], quien observó una rápida disminución del pH hacia valores óptimos para la coagulación (pH 6,4), favoreciendo la clarificación.

A continuación, la Tabla 4 presenta los análisis fisicoquímicos del efluente tratado con ácido acético (1), ácido cítrico (2), dióxido de carbono (3) y ácido sulfúrico (4), junto con los valores de referencia del Decreto No. 883, Artículos 10 y 15 [1].

Tabla 4. Características fisicoquímicas del efluente tratado mediante los diversos métodos de neutralización

Parámetros	Inicial			Valor de ref. Art.15	Valor de ref. Art.10
		1	2		
pH	12,15±0,21	7,30±0,20	7,17±0,12	6-9	6-9
Salinidad (g/L)	8820,00±1,53	4793,00±0,12	4,59±0,26	N.E.	N.E.
Conductividad (mS/cm)	15,88±2,69	8,37±0,12	8,13±0,15	N.E.	N.E.
Sólidos Totales Disueltos (g/L)	8253,33±1,15	5562,00±193,88	5462,67±203,13	N.E.	N.E.
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	113,00±61,00	80,00±17,78	45,33±3,519	400	80
Sólidos Totales (mg/L)	8546,00±0,00	9716,00±123,22	8828,00±100,00	1600	N.E.
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	1455,00±142,00	1293,00±10,78	1099,53±10,78	N.E.	N.E.
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	42,00±32,00	88,33±7,64	50,00±10,00	N.E.	400
Cloruros (mg/L)	1288,00±56,00	1347,06±18,20	1274,25±18,20	N.E.	1000
Cloro Residual Libre (mg/L)	664,69±187,17	620,38±0,00	53,18±0,00	N.E.	N.E.
Sulfatos (mg/L)	161,00±157,00	8,71±0,22	4,88±0,24	400	1000
DQO (mg/L)	74,50±9,59	2721,67±27,61	7664,33±30,35	900	350

Tabla 4. Continuación

Parámetros	Inicial	Tratamientos		Valor de ref. Art.15	Valor de ref. Art.10
		3	4		
pH	12,15±0,21	7,31±0,15	7,08±0,09	6-9	6-9
Salinidad (g/L)	8820,00±1,53	4,81±0,28	5,26±0,07	N.E.	N.E.
Conductividad (mS/cm)	15,88±2,69	8,53±0,24	9,43±0,22	N.E.	N.E.
Sólidos Totales Disueltos (g/L)	8253,33±1,15	5574,33±224,19	6194,67±149,92	N.E.	N.E.
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	113,00±61,00	36,33±5,69	41,67±3,51	400	80
Sólidos Totales (mg/L)	8546,00±0,00	6332,67±152,75	7424,00±43,59	1600	N.E.
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	1455,00±142,00	1648,58±10,78	323,25±10,78	N.E.	N.E.
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	42,00±32,00	13,33±5,77	13,33±5,77	N.E.	400
Cloruros (mg/L)	1288,00±56,00	1292,45±18,20	1274,25±18,20	N.E.	1000
Cloro Residual Libre (mg/L)	664,69±187,17	354,50±35,45	460,85±17,73	N.E.	N.E.
Sulfatos (mg/L)	161,00±157,00	16,55±0,43	851,37±6,66	400	1000
DQO (mg/L)	74,50±9,59	58,17±119,65	23,67±6,03	900	350

El análisis estadístico mostró que no hubo diferencias significativas entre los tratamientos para el pH final ($p \geq 0,05$), y todos alcanzaron el rango establecido (7,00–7,50), reduciendo el valor inicial (12,15 ± 0,21). Los valores finales fueron: ácido sulfúrico (7,08 ± 0,09), ácido cítrico (7,17 ± 0,12), ácido acético (7,30 ± 0,20) y dióxido de carbono (7,31 ± 0,15), manteniendo condiciones adecuadas para la protección de organismos acuáticos [14]. El ácido sulfúrico requirió menor dosificación debido a su completa disociación [15], mientras que el dióxido de carbono actuó como ácido débil neutralizando la alcalinidad [16].

Respecto a la conductividad eléctrica y la salinidad, ambos parámetros, directamente relacionados por la presencia de sales ionizadas [17], disminuyeron significativamente desde sus valores iniciales (15,88 ± 2,70 mS/cm y 8820,00 ± 153,00 mg/L), sin diferencias significativas entre tratamientos. Los valores finales oscilaron entre 8,13–9,43 mS/cm y 4590–5260 mg/L. La reducción se atribuye a la reacción del ácido acético con iones hipoclorito [18], al efecto quelante del ácido cítrico [19] y, en el caso del dióxido de carbono, a la disminución de iones altamente conductivos y a la conversión de carbonatos en bicarbonatos y sales menos solubles [18], [20].

En sólidos disueltos totales (SDT) y sólidos totales (ST) se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). El ácido cítrico mostró mayor eficiencia en la reducción de SDT por su capacidad quelante [21], mientras que el dióxido de carbono redujo con mayor efectividad los ST debido a la formación de ácido carbónico y subsecuente precipitación de compuestos iónicos [20]. Para los sólidos suspendidos totales (SST) no hubo diferencias significativas ($p = 0,051$), aunque el dióxido de carbono logró la mayor disminución, coherente con el efecto floculante descrito por Chávez [22].

En cuanto a la alcalinidad total y dureza total, se observaron diferencias significativas ($p \leq 0,05$). La dureza se redujo de forma notable con ácido sulfúrico y dióxido de carbono (13,33 mg CaCO₃/L) por precipitación de sales; mientras que, los ácidos orgánicos, especialmente el acético (88,33 mg CaCO₃/L), la incrementaron debido a su limitada capacidad para precipitar calcio y magnesio [23]. Aunque el Decreto No. 883 no establece límites para estos parámetros [1], se registró un ligero aumento de alcalinidad con dióxido de carbono por la formación de bicarbonatos, considerado un efecto controlable [24].

En relación con los cloruros, no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($p \geq 0,05$), con valores entre 1274,25 y 1347,06 mg/L. El ácido cítrico favoreció su disminución mediante complejación [25], mientras que el ácido acético aumentó su concentración por la disolución de sales preexistentes. Para los sulfatos sí se presentaron diferencias significativas ($p \leq 0,05$): el ácido cítrico obtuvo la menor concentración (4,88 mg/L) debido a su participación en procesos de reducción biológica [26], mientras que el ácido sulfúrico incrementó significativamente este ión (851,37 mg/L) por su propia disociación.

Todos los tratamientos redujeron el cloro residual libre, aunque sin diferencias significativas ($p \geq 0,05$). El ácido cítrico fue el más eficiente (53,18 mg/L) debido a su acción reductora [27], seguido por el ácido acético, el sulfúrico y el dióxido de carbono. En los demás tratamientos la disminución se asoció a la conversión del ión hipoclorito (OCl⁻) en ácido hipocloroso (HOCl), compuesto menos estable y más reactivo, favorecido por reducciones en pH [17], [28]. Con dióxido de carbono, la generación de ácido hipocloroso promovió su descomposición parcial en oxígeno y cloruros [29].

Finalmente, la demanda química de oxígeno (DQO) presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0,05$). Los ácidos acético y cítrico incrementaron notablemente este parámetro (2721,67 mg/L y 7664,33 mg/L) debido al aporte de materia orgánica y a la formación de subproductos fácilmente oxidables, comportamiento ya descrito por Kos, Perek y Perek [30]. En contraste, el dióxido de carbono y el ácido sulfúrico lograron reducir la DQO respecto al valor inicial (74,50 mg/L), evidenciando mejor desempeño en términos de disminución de la carga orgánica.

Comparación de los tratamientos aplicados para seleccionar el más adecuado cumpliendo con el Decreto No. 883 para su disposición final

Los resultados de la evaluación de los tres métodos de neutralización aplicados al efluente generado en la producción de hipoclorito de sodio, presentado en la Tabla 4, evidenció que la inyección de dióxido de carbono es la opción más eficiente y ambientalmente sostenible, al alcanzar un pH promedio de $7,31 \pm 0,15$ y reducir varios parámetros fisicoquímicos dentro de los límites del Decreto No. 883 [1]. Sin embargo, aunque los sólidos totales disminuyeron, aún exceden el límite normativo, por lo que se recomienda complementar la sedimentación con coagulantes como PAC o sulfato de aluminio para asegurar su remoción [31]. En contraste, los tratamientos con ácidos orgánicos incrementan la materia orgánica, los sólidos totales y la DQO, deteriorando la calidad del efluente.

Conclusiones

Los análisis fisicoquímicos del efluente generado en la producción de hipoclorito de sodio evidenciaron que el pH, los cloruros y los distintos tipos de sólidos superan los límites establecidos en el Decreto No. 883, Artículo 15. Aunque la sedimentación redujo los sólidos suspendidos y flotantes, el pH elevado requiere un tratamiento químico adicional. Los cuatro tratamientos de neutralización lograron ajustar el pH dentro del rango permitido. El ácido sulfúrico fue el más eficiente en dosis; mientras que, el dióxido de carbono ofreció una neutralización más controlada. En contraste, los ácidos acético y cítrico incrementaron la DQO y los sólidos totales, superando los límites normativos. Los tratamientos con dióxido de carbono y ácido sulfúrico redujeron los sólidos totales, aunque sin cumplir el valor máximo permitido. Solo el ácido cítrico y el dióxido de carbono cumplieron con los límites de sólidos suspendidos. Ningún tratamiento cumplió con los valores exigidos para cloruros ni DQO, por lo que ninguno satisface por completo los requisitos del Artículo 10 del Decreto No. 883. El uso de dióxido de carbono permitió cumplir con los parámetros exigidos en el Artículo

15 del Decreto No. 883 para descarga en redes cloacales, excepto en sólidos totales. En consecuencia, se recomienda complementar la sedimentación con un tratamiento de coagulación-floculación. Por lo tanto, el dióxido de carbono se posiciona como la alternativa más eficiente y ambientalmente favorable para lograr la reducción del pH del efluente generado en la empresa productora de hipoclorito de sodio.

Referencias bibliográficas

[1] Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos, Decreto No. 883. Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela, 1995.

[2] Telwesa, *Normativa y legislación sobre el tratamiento de aguas residuales*, Telwesa, 2023. [En línea]. Disponible en: <https://telwesa.com/normativa-legislacion-tratamiento-aguas-residuales>

[3] Aguas naturales, industriales y residuales: Guía para las técnicas de muestreo, Norma Venezolana COVENIN 2709:2002, Caracas, Venezuela: FONDONORMA, 2002.

[4] *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd ed. Washington, DC, EE. UU.: American Public Health Association, American Water Works Association, y Water Environment Federation, 2017.

[5] T. Romero, H. Rodríguez, y A. Masó, “Caracterización de las aguas residuales generadas en una industria textil cubana”, *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, vol. 37, no. 3, pp. 46-58, 2016.

[6] A. Breytus, A. P. Kruzic, y S. Prabakar, “Chlorine decay and chlorate formation in two water treatment facilities”, *Journal AWWA*, vol. 109, no. 4, pp. E110-E120, 2017. [En línea]. Disponible: <https://doi.org/10.5942/jawwa.2017.109.0034>

[7] G. H. Tran, T. K. Tran, H.-J. Leu, D. Richards, y S.-S. Lo, “An integrated system combining electrochemical oxidation and filtration processes for the removal of chlorine from pharmaceutical industry wastewater”, *Arabian Journal of Chemistry*, vol. 17, no. 2, pp. 103-112, 2024. [En línea]. Disponible: <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2024.105611>

[8] M. Gual Frau, “Reutilización de aguas grises para la descarga de inodoros. Aspectos químicos relacionados”, Tesis doctoral, Departamento de Química, Universidad de las Islas Baleares, Palma de Mallorca, España, 2005. [En línea]. Disponible: <http://hdl.handle.net/11201/153050>

[9] K. A. Ayala Gil, “Evaluación de procesos para la remoción de iones cloruro en el agua residual de la planta de alimentos Pepsico (FUNZA)”, Tesis de pregrado, Fundación Universidad de las Américas, Bogotá, Colombia, 2016. [En línea]. Disponible: <https://hdl.handle.net/20.500.11839/580>

[10] M. Gadiant, *Mis intentos de ajustar el pH para las plantas con vinagre y ácido cítrico*, 2016. [En línea]. Disponible en: <https://mattgadiant.com/es/mis-intentos-de-ajustar-el-ph-para-las-plantas-con-vinagre-y-acido-citrico>

[11] J. Arce-Menocal *et al.*, “Empleo de ácidos orgánicos en el agua de bebida y su efecto en el desempeño productivo en pollos de engorda”, *Abanico veterinario*, vol. 10, no. 1, pp. 1-17, 2020.

[12] J. Gastañadui Cruz *et al.*, “Carbon dioxide-based neutralization of high-density sludge effluents as a sustainable climate and water quality alternative to the use of strong mineral acids”, *Sustainability*, vol. 16, no. 23, pp. 1-14, 2024. [En línea]. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su162310363>

[13] A. S. Abd Al-Hussein, “Using sulfuric acid (H₂SO₄) for pH adjustment in water treatment,” *Journal of Petroleum Research and Studies*, vol. 11, no. 3, pp. 19-27, 2021. [En línea]. Disponible: <https://doi.org/10.52716/jprs.v11i3.530>

[14] M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama y D. Brdjanovic, *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*, Londres, Reino Unido: IWA Publishing, 2008.

[15] R. Chang, *Química*, 10ma ed., Ciudad de México, México: McGraw-Hill, 2010.

- [16] D. Hincapié, W. Usme, y D. Gallego, “Desarrollo y escalado de un proceso para la neutralización de aguas residuales alcalinas con gases de chimenea”, *Revista QUID*, no. 25, pp. 57-68, 2015. [En línea]. Disponible: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5278483>
- [17] A.M. Romani, S. Amalfitano, J. Artigas, S. Fazi, Sergi Sabater, X. Timoner, I. Ylla & A. Zoppini, “Microbial biofilm structure and organic matter use in mediterranean streams”, *Hydrobiologia*, Vol. 719, no. 1, pp. 43-58. 2012. [En línea]. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1302-y>
- [18] Metcalf & Eddy, Inc., *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 5th ed., Nueva York, EE. UU.: McGraw-Hill Education, 2014.
- [19] M.H. Al-Khaldi, H.A. Nasr-El-Din, S. Mehta, y A.D. Al-Aamri, “Reaction of citric acid with calcite”, *Chemical Engineering Science*, vol. 62, no. 21, pp. 5880–5896, 2007. [En línea]. Disponible: <https://doi.org/10.1016/j.ces.2007.06.021>
- [20] G. Tchobanoglous, F. L. Burton y H. D. Stensel, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed., Nueva York, EE. UU.: McGraw-Hill, 2003.
- [21] R. Sánchez, y K. García, “Tratamiento de aguas residuales de cargas industriales con oxidación avanzada en sistemas convencionales”, *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*, vol. 27, no. 1, pp. 103-111, 2018.
- [22] C. Chávez, “Evaluación de la capacidad de absorción de CO₂ con un proceso mecánico para la neutralización de aguas residuales de Industrias Albus S.A.”, Trabajo Especial de Grado, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia, 2023.
- [23] J. C. Crittenden, R. R. Trussell, D. W. Hand, K. J. Howe y G. Tchobanoglous, *MWH's Water Treatment: Principles and Design*, 3rd ed., Hoboken, EE. UU.: John Wiley & Sons, 2012.
- [24] J. Edzwald, *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water*, 6th ed., Nueva York, EE. UU.: McGraw-Hill Professional, 2010.
- [25] T. A. Kurniawan, G. Y. S. Chan, W-H. Lo, y S. Babel, “Physico–chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals”, *Chemical Engineering Journal*, vol. 118, no. 1-2, pp. 83-98, 2006. [En línea]. Disponible: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.01.015>
- [26] A. J. M. Stams, J. Huisman, P. A. García Encina, y G. Muyzer, “Citric acid wastewater as electron donor for biological sulfate reduction”, *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 83, no. 5, pp. 957-963, 2009. [En línea]. Disponible: <https://doi.org/10.1007/s00253-009-1995-7>
- [27] X. Fan y J. B. Gurtler, “Depletion of free chlorine and generation of trichloromethane in the presence of pH control agents in chlorinated water at pH 6.5”, *Journal of Food Protection*, vol. 87, no. 7, 100296, 2024. [En línea]. Disponible: <https://doi.org/10.1016/j.jfp.2024.100296>
- [28] K. Cortez, *Porque es importante controlar el pH en las PTAR o PTARI*, Fluidesa, 2021. [En línea]. Disponible en: <https://fluidesa.com.pe/sin-categoria/178/>
- [29] Hydro Instruments, *Basic Chemistry of Chlorination*. [En línea]. Disponible en: <https://www.hydroinstruments.com/files/Basic%20Chemistry%20of%20Chlorination.pdf>
- [30] L. Kos, K. Michalska, R. Żylla, y J. Peerkowski, “Effect of acetic acid on pollutant decomposition in textile wastewater treated by the Fenton method”, *Environmental Protection Engineering*, vol. 38, no. 2, pp. 29-39, 2012. [En línea]. Disponible: https://epe.pwr.edu.pl/2012/2_2012/Kos_2-2012.pdf
- [31] E. Quispe, “Remoción de sólidos suspendidos para mejorar la calidad de agua superficial en el sector Pampilla de la cuenca Azángaro, Ananea”, Tesis de pregrado, Universidad Continental, Huancayo, Perú, 2021. [En línea]. Disponible: <https://hdl.handle.net/20.500.12394/11356>

