

Distribution of organic matter forms and nitrogen in slaughterhouse wastewater

Sedolfo Carrasquero-Ferrer¹, <https://orcid.org/0000-0002-4725-963X>

Nayade Domenech-Polo², <https://orcid.org/0000-0002-1448-5040>

¹Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador, scarrasquero@uteg.edu.ec

²Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador, ndomenech@uteg.edu.ec

Abstract– *This study addresses the characterization and fractionation of organic matter and nitrogen in effluents from the cattle slaughtering process, aiming to generate key information for optimizing their treatment. The methodology included the collection and physicochemical characterization of the effluents, followed by the fractionation of organic matter and nitrogen using sequencing batch reactors and applying Pearson correlations to the obtained results. High concentrations of COD (12,867 mg/L) and BOD (5,282 mg/L) were identified, indicating moderate biodegradability. Likewise, total Kjeldahl nitrogen (TKN) reached 529 mg/L, and total phosphorus 13 mg/L, exceeding regulatory limits. The results showed that 21.2% of the COD corresponds to non-biodegradable fractions, and that inert and particulate organic nitrogen represents a significant proportion of the TKN, which limits the effectiveness of conventional biological treatments. It was concluded that, for efficient removal of the pollutant load, a combined treatment scheme is necessary. Pretreatment with dissolved air flotation (DAF) is recommended for the removal of solids and fats, followed by a biological process using sequencing batch reactors (SBR) for the elimination of biodegradable organic matter and nitrogen. Finally, coagulation-flocculation and activated carbon adsorption are proposed as complementary strategies for the removal of recalcitrant fractions. This integrated approach ensures compliance with environmental regulations and promotes sustainability in the meat processing industry.*

Keywords

Industrial effluents, wastewater treatment, organic matter, nitrogen and phosphorus, sequencing batch reactors.

Distribución de las formas de materia orgánica y nitrógeno en efluentes de la matanza de reses

Sedolfo Carrasquero-Ferrer¹, <https://orcid.org/0000-0002-4725-963X>

Nayade Domenech-Polo², <https://orcid.org/0000-0002-1448-5040>

¹Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador, scarrasquero@uteg.edu.ec

²Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador, ndomenech@uteg.edu.ec

Resumen– El presente estudio aborda la caracterización y fraccionamiento de la materia orgánica y el nitrógeno en efluentes provenientes del proceso de la matanza de reses, con el objetivo de generar información clave para la optimización de su tratamiento. La metodología incluyó la recolección y caracterización de los efluentes, seguida del fraccionamiento de la materia orgánica y del nitrógeno utilizando reactores por carga y aplicando correlaciones de Pearson a los resultados obtenidos. Se identificaron elevadas concentraciones de DQO (12867 mg/L) y DBO_{5,20} (5282 mg/L), indicando una biodegradabilidad moderada. Asimismo, el nitrógeno total Kjeldahl (NTK) alcanzó 529 mg/L y el fósforo total 13 mg/L, superando los límites normativos para descarga a cuerpos de agua. Los resultados mostraron que el 21.2% de la DQO corresponde a fracciones no biodegradables, y que el nitrógeno orgánico inerte y particulado representa una proporción significativa del NTK, lo que limita la eficacia de los tratamientos biológicos convencionales. Se concluyó que, para una remoción eficiente de la carga contaminante, es necesario un esquema de tratamiento combinado, por lo que se recomienda un pretratamiento mediante flotación por aire disuelto para la remoción de sólidos y grasas, seguido de un proceso biológico en reactores secuenciales por carga para la eliminación de materia orgánica biodegradable y nitrógeno. Finalmente, la coagulación-floculación y la adsorción en carbón activado se proponen como estrategias complementarias para la eliminación de fracciones recalcitrantes. Este enfoque integrado asegura el cumplimiento de normativas ambientales y promueve la sostenibilidad en la industria cárnica.

Palabras clave-- Efluentes cárnicos, tratamiento de aguas residuales, materia orgánica, nitrógeno y fósforo, reactores secuenciales por carga.

I. INTRODUCCIÓN

El sector de procesamiento de la carne es una parte importante de la industria alimentaria en muchas naciones donde comer proteína de origen animal es una parte importante de la dieta. Estas industrias utilizan un gran volumen de agua y simultáneamente producen una gran cantidad de efluentes, denominados aguas residuales de matadero, al sacrificar animales y limpiar las instalaciones y plantas de procesamiento [1]. Este rubro industrial por sí solo utiliza hasta el 29% del consumo total de agua del sector agrícola en el mundo [2].

La industria cárnica genera efluentes con características fisicoquímicas complejas, caracterizados principalmente por elevadas concentraciones de materia orgánica y compuestos nitrogenados [3,4]. La presencia de sangre, proteínas de la mucosa intestinal, carbohidratos y una mezcla compleja de grasas y ácidos de cadena larga hace que este tipo de aguas residuales sean ricas en materia orgánica [5,6]. Además, la

presencia de estabilizadores orgánicos, desinfectantes, agentes de limpieza y productos farmacéuticos que surgen de los requisitos sanitarios y veterinarios también contribuyen a elevar la concentración de DQO del efluente

Estos residuos, que se originan en diferentes etapas del procesamiento animal, presentan una composición variable que depende de factores como el tipo de ganado, los métodos de procesamiento y las prácticas operativas implementadas [7].

Un aspecto crítico de estos efluentes es su alta carga orgánica, tanto biodegradable como refractaria, cuantificada mediante parámetros como DBO y DQO [8]. Paralelamente, la presencia de diferentes formas de nitrógeno (orgánico, amoniacal y oxidado) representa un desafío adicional debido a sus potenciales impactos ambientales en cuerpos de agua receptores [9].

El fraccionamiento de la materia orgánica de las aguas residuales expresada como DQO fue inicialmente desarrollado en aguas residuales municipales [10]. Sin embargo, con el paso del tiempo ha sido aplicado en aguas residuales industriales para definir las estrategias del tratamiento biológico a emplear, debido a que permite conocer las fracciones de la DQO que podrían ser degradadas por los microorganismos, es decir, la fracción biodegradable [11-16]. La distribución entre las fracciones solubles y particuladas de esta materia orgánica influye directamente en la efectividad de los tratamientos biológicos [17].

El conocimiento detallado del fraccionamiento de la materia orgánica resulta crucial no solo para el diseño y operación eficiente de los sistemas de tratamiento, sino también para la predicción y control de los procesos biológicos involucrados. La caracterización precisa de las diferentes fracciones permite seleccionar tecnologías de tratamiento más apropiadas, optimizar parámetros operacionales, y establecer estrategias de control más efectivas [18]. Además, este conocimiento facilita la identificación de posibles inhibiciones o limitaciones en los procesos biológicos, permitiendo implementar medidas correctivas de manera oportuna y garantizar un tratamiento más robusto y sostenible [19].

El fraccionamiento del nitrógeno en estos efluentes resulta particularmente relevante para el diseño de sistemas de tratamiento [20]. El nitrógeno amoniacal proviene de la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados. Las formas oxidadas (nitritos y nitratos), aunque minoritarias, son significativas en el contexto de tratamientos avanzados.

La optimización de los procesos de tratamiento requiere una comprensión profunda de la distribución tanto de la materia orgánica como del nitrógeno. Si bien existen diversas tecnologías biológicas para su tratamiento, su eficacia está condicionada por la biodegradabilidad del efluente y la disponibilidad de carbono para los procesos de eliminación de nitrógeno.

En este marco, la presente investigación busca caracterizar detalladamente la distribución de materia orgánica y nitrógeno en aguas residuales de un matadero de reses, para la generación de información fundamental en el desarrollo de estrategias de tratamiento más eficientes y la mejora de la gestión ambiental en la industria cárnica.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Recolección y caracterización de los efluentes del matadero de reses

Los efluentes fueron recolectados en un matadero de reses (*Bos taurus*) ubicados al oeste del municipio Maracaibo, estado Zulia, Venezuela, usando la metodología 1060 sobre la recolección de muestras y preservación. Luego, se caracterizaron midiendo los parámetros: DBO_{5,20} (5210), DQO total (5220-C), nitrógeno total (NT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) (4500-Norg-A), nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) (4500-NH₃-B), nitritos (N-NO₂⁻), (4500-NO₂-B), nitratos (N-NO₃⁻) (4500-NO₃-B), fósforo total (4500-P C), ortofosfatos (P-PO₄⁻³) (4500-P C), potencial de hidrógeno (pH) (4500-B) y alcalinidad total (2320 B), según los procedimientos establecidos en el método estándar de análisis de aguas [21].

B. Esquema del reactor por carga utilizado

Para determinar las fracciones de DQO y NTK se utilizaron reactores de carga con un diámetro de 14,5 cm y una altura de 26 cm, proporcionando un volumen total de 4 L y un volumen operativo de 2 L (Figura 1). Este sistema de tratamiento biológico fue aplicado con éxito por Carrasquero et al. [3] en efluentes provenientes de la matanza de reses. El sistema de agitación del reactor fue impulsado por un motor monofásico (General Electric, modelo WR60X165, 15 HP, 1300 rpm, Nueva York, EE.UU.) conectado a un eje de acero inoxidable con una hélice de cuatro aspas. En todos los casos, el volumen del reactor consistió en un 30% de biomasa microbiana adaptada y un 70% de aguas residuales, con una velocidad de agitación establecida en 300 rpm [22]. Se introdujo aire comprimido a través de un difusor de burbujas finas (SeaStar, modelo HX-308-20, Beijing, China), mejorando la transferencia de aire en las aguas residuales para facilitar la descomposición de los contaminantes [15].

El pH del efluente industrial se ajustó entre 6,5 y 8,5 unidades utilizando NaOH (6 N). El licor mezcla se sometió a un proceso de aireación continua con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 24 horas, permitiendo un tiempo de sedimentación de 0,5 h antes de descargar el efluente clarificado.

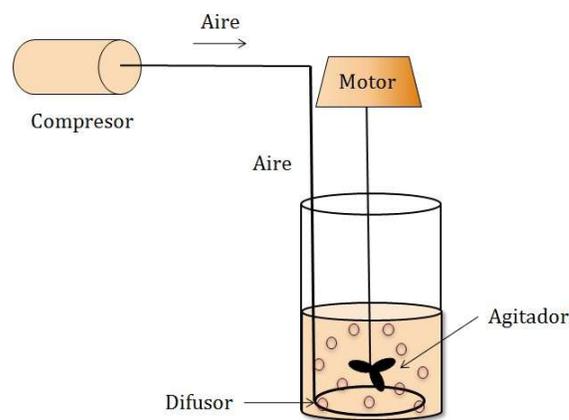


Fig. 1. Esquema del reactor por carga para la determinación de las fracciones de materia orgánica y nitrógeno.

C. Fraccionamiento de la materia orgánica

Para determinar los componentes biodegradables y no biodegradables de la materia orgánica se siguió el método sugerido por Park et al. [23] que fue aplicado con éxito por Palmero et al. [14], Pire et al. [15] y Carrasquero et al. [16] en efluentes agroalimentarios. El procedimiento se basó en medir la DQO total y soluble del agua residual cruda y del licor mezcla al inicio y final del tratamiento en el reactor por carga, luego mediante operaciones matemáticas se determinaron las fracciones de la materia orgánica medida como: DQO biodegradable total (DQOBT), DQO no biodegradable total (DQONBT), DQO fácilmente biodegradable (DQOFB), DQO lentamente biodegradable (DQOLB), DQO no biodegradable soluble (DQONBs) y DQO no biodegradable particulada (DQONBp).

D. Fraccionamiento del nitrógeno

Para la determinación de las fracciones del nitrógeno total Kjeldahl se utilizó el procedimiento sugerido por Henze et al. [24], Ziglio et al. [25], Roeleved y Van Loosdrecht [26] y Zawilski y Brzezinska [27]. El método que se basa en el modelo ASM1 para la simulación dinámica de plantas de tratamiento de aguas residuales permite determinar la composición fraccional del nitrógeno total, que comprende: N- NH₄⁺ soluble (Snh), nitrógeno orgánico (Norg), Norg biodegradable total (Nd), Norg inerte (Ni), Norg biodegradable soluble (Snd), Norg biodegradable particulado (Xnd), Norg inerte soluble (Sni) y Norg inerte particulada (Xni).

Se realizaron doce repeticiones del fraccionamiento de la materia orgánica medida como DQO y del NTK. Los resultados se expresaron utilizando estadística descriptiva señalando la tendencia central y su dispersión. Además, se efectuó la determinación de los coeficientes de correlación de Pearson entre las diferentes fracciones utilizando el programa estadístico SPSS versión 26.0

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

a. Caracterización del efluente industrial

El efluente analizado presentó una alta concentración de materia orgánica, con una DQO de 12867 mg/L y una DBO_{5,20} de 5282 mg/L (Tabla 1), lo que indica una biodegradabilidad moderada (relación DBO_{5,20}/DQO de 0.40). Estos valores son comparables a estudios previos realizados en efluentes de mataderos, aunque superiores a algunos reportados en la literatura, lo que se atribuye a la ausencia de un proceso de recuperación de sangre en la instalación estudiada. En cuanto al nitrógeno, el NTK fue de 529 mg/L, con un N-NH₄⁺ en 290 mg/L y una concentración de nitrógeno orgánico de 239 mg/L, representando este último el 45% del nitrógeno total.

TABLA I.
PARÁMETROS MEDIDOS EN LA CARACTERIZACIÓN DEL
EFLUENTE INDUSTRIAL

Parámetro	Valor (media ± DE)	Límites máximos establecidos [28]
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO _{5,20})	5282 ± 1322	60
Demanda química de oxígeno (DQO)	12867 ± 2300	350
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	529 ± 101	-
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	290 ± 48	-
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	ND	10
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	ND	10
Fósforo total (PT)	13,00 ± 3,75	10
Ortofosfatos (P-PO ₄ ³⁻)	8,94 ± 1,26	-
Potencial de hidrógeno (pH)	6,46 ± 0,63	6,0 – 9,0
Alcalinidad Total	906 ± 152	-
Sólidos suspendidos totales (SST)	554 ± 65	80
Color verdadero	2124 ± 1172	500
Cloruros	2332 ± 336	1000
Aceites y grasas	1838 ± 336	20
Coliformes totales	1,30*10 ⁸ ± 1,1*10 ⁸	5*10 ³
Coliformes fecales	2,3*10 ⁷ ± 2,0*10 ⁷	-

Nota: Todos los parámetros están expresados en mg/L con excepción del pH, color verdadero (UC Pt-Co), Alcalinidad total (mg CaCO₃/L), Coliformes totales (NMP/100 mL), y coliformes fecales (NMP/100 mL). ND: No detectable. Límite de detección: 1 mg/L.

El fósforo total (13,00 mg/L) superó los límites máximos establecidos para descarga a cuerpos de agua (10 mg/L), con los ortofosfatos representando el 69% del fósforo total. La relación DQO/N-NH₄⁺/P-PO₄³⁻ fue 100:2.22:0.07, inferior a la recomendada para tratamientos biológicos aeróbicos. Otros parámetros clave medidos incluyen un pH de 6,4, y un valor de alcalinidad de 906 mg CaCO₃/L.

Los sólidos suspendidos totales alcanzaron un promedio de 554 ± 65 mg/L, superando el límite permitido de 80 mg/L, lo que indica una alta carga de material particulado. El color verdadero del efluente fue de 2124 ± 1172 UC Pt-Co, excediendo en más de cuatro veces el valor límite de 500 UC Pt-Co. Por otro lado, la concentración de cloruros fue de 2332 ± 336 mg/L, más del doble del límite de 1000 mg/L, y en cuanto a la calidad microbiológica, los coliformes totales y

fecales presentaron concentraciones medias de 1,30×10⁸ NMP/100 mL y 2,3×10⁷ NMP/100 mL., respectivamente.

Estos resultados confirman que el efluente no cumple con los estándares normativos, por lo que se recomienda la implementación de tratamientos adecuados para reducir la materia orgánica, nutrientes y sólidos antes de su descarga.

b. Fraccionamiento de la materia orgánica medida como DQO

Las fracciones de la materia orgánica en el efluente se muestran en la Figura 2. Se obtuvo una relación DQOBT/DQO de 0,79, mayor a la relación convencional de biodegradabilidad que relaciona la DBO_{5,20}/DQO reportada en la caracterización (0,40). La DQONBT fue menor que la DQOBT, representando un 21,2% de la DQO. Estos resultados se encuentran cercanos a los reportados por Buendía et al. [29], quienes obtuvieron fracciones de 25% para la DQONBT y 75% para la DQOBT para efluentes industriales cárnicos. El contenido de materia orgánica no biodegradable en estos efluentes puede estar asociado a componentes en el líquido ruminal que son de difícil degradación, proteínas complejas y compuestos contaminantes emergentes, específicamente antibióticos veterinarios que se han utilizado para fines profilácticos y terapéuticos [30]

La fracción de DQONBT representó un valor promedio del 25%, superior al 13 y 12%, reportados por Gorgun et al. [31] y Erekmeter et al. [32], en efluentes industriales del beneficio animal. Esta diferencia puede ser debido a que en el efluente en estudio la materia orgánica fue mayoritariamente particulada (54,5%), mientras que en los estudios antes citados la materia orgánica fue principalmente soluble (35 y 71%, respectivamente). Del Pozo et al. [33] sostienen que la fracción particulada de los efluentes de la matanza de reses está constituida por proteínas de alto peso molecular de difícil degradación que contribuyen a la DQONBT.

Del análisis de correlación de Pearson, se encontraron buenas asociaciones entre la DQO y la DQOBT y la DQONBT. En el caso de la relación entre la DQOT y la DQOBT, la correlación fue positiva (r=0,979) y altamente significativa (p<0,01); mientras que la DQOT estuvo influenciada negativamente por la DQONBT con un coeficiente de correlación de -0,908, lo que implica que un incremento en la DQONBT representaría una disminución en la DQO. La DQOFB representó el 25,5% de la DQOT, mientras que la DQOLB el 53,3%. Se obtuvo una correlación significativa (p<0,05) entre la DQOFB y la DQOBT con un coeficiente de correlación de 0,584, por lo que la DQOFB presentó una mayor influencia sobre la DQOBT.

La DQONBT en el efluente fue de 21,2%, constituida en su mayoría por la DQO particulada inerte (15,8%), mientras que el 6,2% restante correspondió a la fracción soluble. La concentración de DQONBs fue de 597 mg/L, por lo que solo un tratamiento biológico no podrá generar un efluente que cumpla la normativa venezolana para descarga a cuerpos de agua [28].

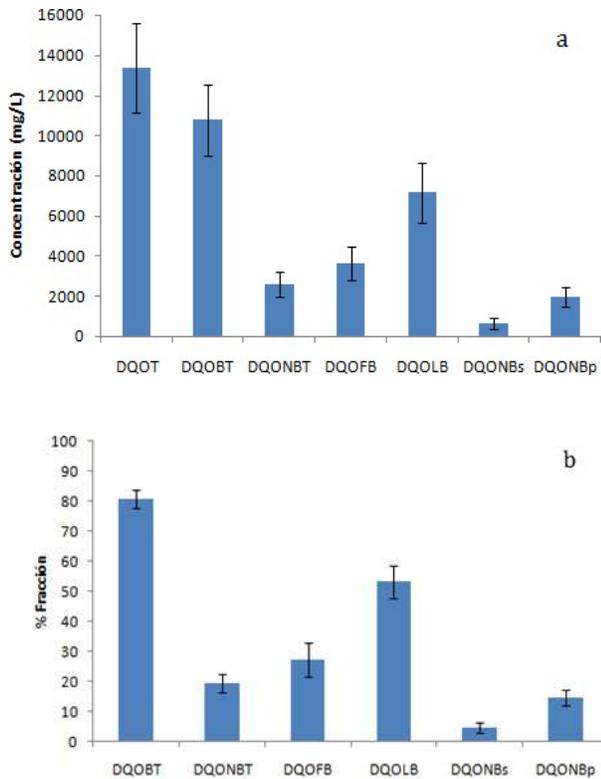


Fig. 2. Comparación entre (a) las concentraciones y (b) porcentajes de las diferentes fracciones de la materia orgánica en el efluente proveniente de la matanza de reses (Las barras verticales sobre las columnas representan el error típico). DQOT: Demanda de oxígeno total. DQOBT: DQO biodegradable total. DQONBT: DQO no biodegradable total. DQOFB: DQO fácilmente biodegradable. DQOLB: DQO lentamente biodegradable. DQONBs: DQO no biodegradable soluble. DQONBp: DQO no biodegradable particulada. n:12. n: número de repeticiones.

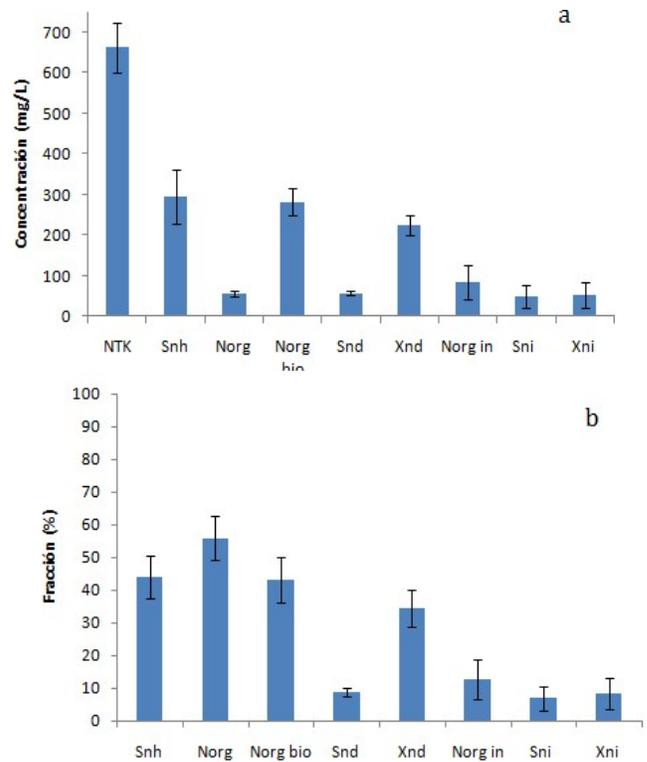


Fig. 3. Comparación entre (a) las concentraciones y (b) porcentajes de las diferentes fracciones del nitrógeno en el efluente proveniente de la matanza de reses (Las barras verticales en las columnas representa el error típico). NTK: Nitrógeno total Kjeldahl. Snh: Nitrógeno amoniacal. Norg: Nitrógeno orgánico. Norg bio: Nitrógeno orgánico biodegradable. Snd: Norg bio soluble. Xnd: Norg bio particulado. Norg in: Nitrógeno inerte. Sin: Norg in soluble. Xni: Norg in particulado. n:12. N: número de repeticiones.

c. Fraccionamiento del nitrógeno medido como NTK

El efluente industrial tuvo una fracción de nitrógeno inerte o refractario de 85 mg/L (Figura 3), esta fracción no puede ser eliminada por los mecanismos biológicos de remoción de nitrógeno, por lo que debe aplicarse algún postratamiento para su remoción

La fracción de nitrógeno orgánico biodegradable particulado fue de 34,3%, superior a la del nitrógeno orgánico biodegradable soluble (6,9%). Para el nitrógeno orgánico inerte, se obtuvo que la fracción particulada fue de 8,3%, mayor a la fracción soluble.

De la matriz de correlación de Pearson, se observó que el nitrógeno orgánico soluble estuvo principalmente influenciado por la fracción inerte, presentando un coeficiente de correlación de 0,979. De igual manera, se conoció que el principal componente en el nitrógeno orgánico fue la fracción particulada inerte, ya que se obtuvo una relación significativa ($p \leq 0,05$) entre el nitrógeno orgánico particulado y el nitrógeno orgánico inerte particulado, con un coeficiente de correlación de 0,921.

La presencia de fracciones orgánicas recalcitrantes, así como de compuestos inertes y particulados, requiere la implementación de un esquema de tratamiento integral que combine procesos fisicoquímicos y biológicos con el fin de lograr una reducción eficiente de la carga contaminante y garantizar el cumplimiento de las normativas ambientales vigentes.

Para la remoción de sólidos y compuestos flotantes, se recomienda un pretratamiento físico basado en sistemas de tamizado y sedimentación primaria, seguido de un proceso de flotación por aire disuelto (DAF) para la eliminación de aceites y grasas, los cuales superan ampliamente los valores permitidos.

El uso de DAF como tratamiento primario es frecuente en sistemas de tratamiento de aguas residuales, aproximadamente el 60% de las plantas usan esta tecnología. En este proceso, los aceites, grasas y sólidos ligeros flotan en la superficie del tanque, creando una capa de lodo capaz de ser removida por raspadores. Sin embargo, tiene baja capacidad de remoción de nutrientes y costos operativos elevados debido al aire [34]. Es por ello que es importante eliminar los aceites y grasas antes de los procesos biológicos, ya que estas sustancias tienen baja

biodegradabilidad [35].

Posteriormente, la eliminación de la materia orgánica biodegradable y de los compuestos nitrogenados amonificables puede llevarse a cabo mediante un proceso biológico aeróbico utilizando reactores secuenciales por carga (SBR). Este sistema permitirá la combinación de fases aeróbicas y anóxicas, promoviendo la oxidación de la materia orgánica, la nitrificación del $N-NH_4^+$ y la posterior desnitrificación del $N-NO_3^-$ y $N-NO_2^-$, favoreciendo así la eliminación biológica del nitrógeno.

De acuerdo a Zanol et al. [36] las plantas de tratamiento de efluentes de la matanza tienen al menos un proceso biológico, ya sea anaeróbico, aeróbico, facultativo o incluso combinado en serie. Estos procesos se emplean para eliminar la materia orgánica biodegradable disuelta y las partículas finas suspendidas que quedan de las etapas de tratamiento anteriores. Por lo general, los procesos biológicos son los preferidos por su eficiencia y bajo costo.

Los reactores por carga secuencial son una excelente opción para efluentes de la matanza de reses de acuerdo con lo reportado por Al-Obaidi y Al-Sulaiman [37], y Alattabi et al. [38], quienes alcanzaron remociones de 86 y 93% de DQO, respectivamente, durante un proceso de tratamiento de aguas residuales en reactores secuenciales. De igual manera, Rifi et al. [39], destacaron la eficiencia del SBR aeróbico-anóxico en la reducción de contaminantes en las aguas residuales industriales mezcladas con las urbanas.

Adicionalmente, la incorporación de una fase anaeróbica en la secuencia operacional del reactor favorecería la liberación de fósforo y su posterior eliminación mediante biomasa acumuladora de polifosfatos. Sin embargo, debido a la relación DQO/N/P de 100:2.22:0.07, se prevé que la disponibilidad de carbono pueda limitar la remoción de nitrógeno y fósforo, por lo que podría ser necesaria la adición de una fuente externa de carbono para optimizar la desnitrificación.

El análisis de la proporción entre materia orgánica y nutrientes en las aguas residuales puede indicar el tipo de tratamiento biológico más adecuado, ya sea aeróbico o anaeróbico, especialmente en función de si es necesario o no la suplementación [36]. Según Sant'anna [40] se sugiere una proporción DBO5:N:P de alrededor de 100:5:1 para procesos de tratamiento aeróbico, mientras que una proporción DQO:N:P debe estar alrededor de 250:6,5:1 para procesos anaeróbicos.

Dado que el fraccionamiento de la materia orgánica mostró una proporción significativa de DQO no biodegradable total (DQONBT), que representa el 21,2% de la DQO, se sugiere la implementación de un postratamiento fisicoquímico basado en coagulación-floculación para la remoción de la fracción orgánica recalcitrante. La aplicación de coagulantes como sulfato de aluminio o cloruro férrico permitirá la eliminación de compuestos refractarios y sólidos coloidales que no son removidos por los procesos biológicos convencionales.

Adicionalmente, el empleo de filtración mediante membranas o biofiltros contribuirá a la reducción de la turbidez y a la mejora de la calidad final del efluente antes de su descarga. Para la eliminación de compuestos emergentes, como antibióticos veterinarios y residuos farmacéuticos, se sugiere la aplicación de adsorción en carbón activado o procesos avanzados de oxidación, dependiendo de la carga contaminante residual y los requisitos normativos.

Finalmente, la gestión de los lodos generados en los procesos biológicos y fisicoquímicos es un aspecto fundamental para la sostenibilidad del sistema de tratamiento. Se podría utilizar la implementación de un proceso de digestión anaerobia para la estabilización de lodos, lo que permitiría la reducción de su volumen y la posible recuperación de biogás como fuente de energía. Posteriormente, los lodos estabilizados podrían ser deshidratados mediante filtros prensa o centrífugas para su disposición final o reutilización en aplicaciones agrícolas, siempre que cumplan con los estándares ambientales.

IV. CONCLUSIONES

El fraccionamiento de la materia orgánica y el nitrógeno en los efluentes de matanza de reses permitió identificar la proporción de compuestos biodegradables y no biodegradables, proporcionando información clave para la selección y optimización de estrategias de tratamiento. Se determinó que aproximadamente el 21,2% de la DQO corresponde a fracciones no biodegradables, lo que indica la necesidad de procesos fisicoquímicos complementarios para su remoción. Asimismo, se evidenció que el nitrógeno orgánico inerte y particulado representa una fracción significativa del NTK, lo que limita la eficacia de los tratamientos biológicos convencionales.

Los resultados destacan la importancia de combinar tratamientos biológicos y fisicoquímicos para maximizar la remoción de contaminantes. Mientras que los reactores secuenciales por carga pueden eliminar eficientemente la materia orgánica biodegradable y favorecer la nitrificación-desnitrificación, la presencia de fracciones no biodegradables sugiere la necesidad de incorporar procesos de coagulación-floculación y adsorción en carbón activado para mejorar la eficiencia del tratamiento. El fraccionamiento del efluente industrial permitió una mejor comprensión de su composición y comportamiento en sistemas de tratamiento, facilitando el diseño de estrategias más efectivas para su tratamiento.

RECOMENDACIONES

Se sugiere para el tratamiento de efluentes de la matanza de reses implementar un sistema en tres etapas que combine procesos físicos, biológicos y químicos. Se sugiere iniciar con una etapa de pretratamiento mediante flotación por aire disuelto (DAF) para la remoción de sólidos y grasas; continuar con un tratamiento biológico en reactores secuenciales por carga (SBR), que permita la eliminación eficiente de la materia orgánica biodegradable y compuestos nitrogenados; y culminar con un postratamiento mediante coagulación-

floculación y adsorción en carbón activado, orientado a la remoción de fracciones orgánicas no biodegradables y contaminantes emergentes.

Se recomienda establecer una estrategia integral de manejo de lodos, incluyendo digestión anaerobia y deshidratación, para maximizar la sostenibilidad operativa del sistema y posibilitar la valorización energética de los residuos generados.

REFERENCIAS

- [1] A. Sau, S. Ghosh, B. Kandar, K. C. Ghanta, E. Baltrėnaitė-Gedienė, S. Dutta, "Enhanced Slaughterhouse Wastewater Treatment: A Comparative Approach with Phytoremediation and Adsorption," *Journal of the Indian Chemical Society*, vol. 101499, 2024. DOI: [10.1016/j.jics.2024.101499](https://doi.org/10.1016/j.jics.2024.101499).
- [2] I. Malollari, L. Pinguli, R. Buzo, V. Lajqi, S. Makolli, X. H. Cani, "Actual situation of wastewater from food industry and a case study of their treatment," *Journal of Environmental Protection and Ecology*, vol. 20, no. 1, pp. 432–438, 2019.
- [3] S. Carrasquero, D. Marquina, J. Soto, S. Viloria, M. Pire, A. Díaz, "Remoción de nutrientes en aguas residuales de un matadero de reses usando un reactor biológico secuencial," *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, vol. 25, no. 2, pp. 43–60, 2015. DOI: [10.15665/re.v13i1.348](https://doi.org/10.15665/re.v13i1.348).
- [4] S. Carrasquero, A. Díaz, "Tratamiento de efluentes de la matanza de cerdos por remoción de nitrógeno y fósforo usando reactores biológicos secuenciales," *Tecnología y Ciencias del Agua*, pp. 01–52, 2024. DOI: [10.24850/j-tyca-16-3-2](https://doi.org/10.24850/j-tyca-16-3-2).
- [5] C. Bustillo-Lecompte, M. Mehrvar, *Slaughterhouse Wastewater: Treatment, Management and Resource Recovery*, InTech eBooks, 2017. DOI: [10.5772/65499](https://doi.org/10.5772/65499).
- [6] M. Ng, S. Dalhatou, J. Wilson, B. P. Kamdem, M. B. Temitope, H. K. Paumo, H. Djelal, A. A. Assadi, P. Nguyen-Tri, A. Kane, "Characterization of Slaughterhouse Wastewater and Development of Treatment Techniques: A Review," *Processes*, vol. 10, no. 7, p. 1300, 2022. DOI: [10.3390/pr10071300](https://doi.org/10.3390/pr10071300).
- [7] M. S. R. Atchala, P. V. Rao, S. Pilli, A. Pawar, R. Ganiga, and R. Tyagi, "Pre-treatment and post-treatment strategies for enhancing anaerobic digestion in poultry slaughterhouse wastewater management," *Sustainable Chemistry for the Environment*, vol. 9, p. 100199, 2024. DOI: [10.1016/j.scenv.2024.100199](https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100199).
- [8] K. T. Ravndal, E. Opsahl, A. Bagi, and R. Kommedal, "Wastewater characterisation by combining size fractionation, chemical composition and biodegradability," *Water Research*, vol. 131, pp. 151–160, 2017. DOI: [10.1016/j.watres.2017.12.034](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.034).
- [9] Y. Yang, T. Chen, X. Zhang, C. Qing, J. Wang, Z. Yue, H. Liu, and Z. Yang, "Simultaneous removal of nitrate and phosphate from wastewater by siderite based autotrophic denitrification," *Chemosphere*, vol. 199, pp. 130–137, 2018. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2018.02.014](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.014).
- [10] M. Sperandio, S. Tsuneda, T. Ohno, K. Soejima, and E. Paul, "Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various So/Xo ratios," *Water Research*, vol. 34, no. 4, pp. 1233–1246, 2000.
- [11] D. Orhon, E. Ates, S. Sozen, E. Ubay, "Characterization and COD fractionation of domestic wastewater," *Environmental Pollution*, vol. 95, no. 2, pp. 191–204, 1997.
- [12] D. Orhon, E. A. Gencelli, E. Ubay, "Characterisation and modeling of activated sludge for tannery wastewater," *Water Environment Research*, vol. 71, no. 1, pp. 50–63, 1999.
- [13] H. Boursier, F. Béline, E. Paul, "Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design," *Bioresource Technology*, vol. 96, pp. 351–358, 2005.
- [14] J. Palmero, M. Pire, J. Hernández, F. López, N. Rincón, A. Díaz, "Fraccionamiento de la materia orgánica de un agua residual de la industria avícola para la remoción biológica de nutrientes," *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, vol. 43, no. 2, pp. 211–224, 2009.
- [15] M. Pire, K. Rodríguez, M. Fuenmayor, Y. Fuenmayor, H. Acevedo, S. Carrasquero, A. Díaz, "Biodegradabilidad de las diferentes fracciones del agua residual producidas en una tenería," *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, vol. 21, no. 2, pp. 5–19, 2011.
- [16] S. Carrasquero-Ferrer, J. Pino-Rodríguez, A. Díaz-Montiel, "Sequencing Batch Reactor: A Sustainable Wastewater Treatment Option for the Canned Vegetable Industry," *Sustainability*, vol. 17, no. 3, p. 818, 2025. DOI: [10.3390/su17030818](https://doi.org/10.3390/su17030818).
- [17] H. Hu, X. Li, S. Wu, C. Yang, "Sustainable livestock wastewater treatment via phytoremediation: Current status and future perspectives," *Bioresource Technology*, vol. 315, p. 123809, 2020. DOI: [10.1016/j.biortech.2020.123809](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123809).
- [18] G. Ekama, M. Wentzel, *Organic Material Removal. Biological WasteWater Treatment: Principles, Modelling and Design*, Edited by M. Henze, M.C.M. Van Loosdrecht, IWA Publishing, London, UK, 2008.
- [19] J. Guo, J. Wang, D. Cui, L. Wang, F. Ma, C. Chang, and J. Yang, "Application of bioaugmentation in the rapid start-up and stable operation of biological processes for municipal wastewater treatment at low temperatures," *Bioresource Technology*, vol. 101, no. 17, pp. 6622–6629, 2010. DOI: [10.1016/j.biortech.2010.03.093](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.093).
- [20] H. Wei, C. Liu, Y. Wang, Y. Tao, W. Lv, and Q. Liu, "Transformation trend of nitrogen and phosphorus in the sediment of the sewage pipeline and their distribution along the pipeline," *The Science of the Total Environment*, vol. 857, p. 159413, 2022. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.159413](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159413).
- [21] American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), and Water Environment Federation (WEF), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed., American Public Health Association, Washington, D.C., USA, 2005.
- [22] S. Carrasquero, N. Domenech, A. Díaz, G. Colina, "Acclimatation of Microbial Biomass to Effluents Fromfromwine Slaughterhouse in Batch Reactors," *Revista de Gestão Social e Ambiental*, vol. 18, no. 11, e09782, 2024. DOI: [10.24857/rgsa.v18n11-121](https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n11-121).
- [23] J. Park, J. Wang, G. Novotny, *Wastewater characterization for evaluation of biological phosphorus removal*, Wisconsin Department of Natural Resources, Research Report 174, 1997, pp. 29.
- [24] M. Henze, W. Gujer, T. Mino, M. Van Loosdrecht, *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, IWA Scientific and Technical Reports No. 9, IWA Publishing, London, UK, 2000.
- [25] G. Ziglio, G. Andreottola, G. Foladori, M. Ragazzi, "Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation," *Water Science and Technology*, vol. 43, no. 11, pp. 119–126, 2011.
- [26] P. Roeleveld, M. Van Loosdrecht, "Experience with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands," *Water Science and Technology*, vol. 45, no. 6, pp. 77–85, 2002.
- [27] M. Zawilski and A. Brzezińska, "Variability of COD and TKN Fractions of Combined Wastewater," *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 18, no. 3, pp. 501–510, 2009.
- [28] Decreto 883 (1995). *Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y de los Vertidos Líquidos*, Decreto 883, Gaceta No. 5021, 18 de diciembre de 1995, Venezuela.
- [29] I. Buendía, I. Fernández, L. Rodríguez, "Biodegradability of meat industry wastes under anaerobic and aerobic conditions," *Water Research*, vol. 42, pp. 3767–3774, 2008.
- [30] X. Huang, J. Zheng, C. Liu, L. Liu, Y. Liu, H. Fan, "Removal of antibiotics and resistance genes from swine wastewater using vertical flow constructed wetlands: Effect of hydraulic flow direction and substrate type," *Chemical Engineering Journal*, vol. 308, pp. 692–699, 2017.
- [31] E. Gorgun, E. Cokgor, D. Orhon, F. Germirli, N. Artan, "Modelling biological treatability for meat processing effluent," *Water Science and Technology*, vol. 32, no. 12, pp. 43–52, 1995.
- [32] G. Eremektar, H. Selcuk, S. Meric, "Investigation of the relation between COD fractions and the toxicity in a textile finishing industry wastewater: Effect of preozonation," *Desalination*, vol. 211, pp. 314–320, 2007.
- [33] R. Del Pozo, D. Okutman, H. Dulkadiro, D. Orhon, V. Diez, "Biodegradability of slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions," *Journal of Chemistry Technology and Biotechnology*, vol. 78, pp. 384–391, 2003.
- [34] G. Z. Kyzas and K. A. Matis, "Flotation in Water and Wastewater Treatment," *Processes*, vol. 6, no. 8, p. 116, 2018. DOI: [10.3390/pr6080116](https://doi.org/10.3390/pr6080116).
- [35] M. Von Sperling, *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*, *Water Intelligence Online*, vol. 6, p. 9781780402086, 2015. DOI: [10.2166/9781780402086](https://doi.org/10.2166/9781780402086).
- [36] M. B. Zanol, J. P. P. Lima, P. Assemany, A. Aguiar, "Assessment of characteristics and treatment processes of wastewater from

- slaughterhouses in the state of Minas Gerais, Brazil,” *Journal of Environmental Management*, vol. 358, p. 120862, 2024. DOI: [10.1016/j.jenvman.2024.120862](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120862).
- [37] B. Al-Obaidi and A. Al-Sulaiman, “Assessment of municipal wastewater treatment using sequencing batch reactor under real operation conditions,” *Journal of Engineering, Science and Technology*, vol. 16, pp. 1019–1029, 2021. Recuperado de: https://jestec.taylors.edu.my/Vol%2016%20issue%202%20April%2021/16_2_10.pdf.
- [38] A. Alattabi, C. Harris, R. Alkhaddar, M. Ortoneda, A. Alzeyadi, “An investigation into the effect of MLSS on the effluent quality and sludge settleability in an aerobic-anoxic sequencing batch reactor (AASBR),” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 30, 2019. DOI: 10.1016/j.jwpe.2017.08.017.
- [39] S. Rifi, L. Fels, A. Driouich, M. Hafidi, Z. Ettaloui, and S. Souabi, “Sequencing batch reactor efficiency to reduce pollutant in olive oil mill wastewater mixed with urban wastewater,” *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 19, no. 11, pp. 11361–11374, 2022. DOI: 10.1007/s13762-021-03866-2.
- [40] G. L. Sant’Anna Jr, *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*, Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 16, p., 2011.