

# Aeration Strategies in the Treatment of Effluents from a Pig Slaughterhouse Using Sequential Batch Reactors

Sedolfo Jose Carrasquero Ferrer, Dr<sup>1</sup>, <https://orcid.org/0000-0002-4725-963X>  
Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG), Guayaquil, Ecuador  
scarrasquero@uteg.edu.ec

*Abstract– For the animal slaughter industry, water is used before, during and after the slaughter process and the effluents generated are an important source of pollution. In this research, the removal efficiency of organic matter, nitrogen and phosphorus was compared during the treatment of effluents generated in a pig slaughterhouse, applying two aeration strategies: nitrification – conventional denitrification (NDC) and intermittent aeration (AI). Two laboratory-scale sequential loading cylindrical reactors were used, with a volume of 4 L, which operated in parallel using an anaerobic/aerobic/anoxic (An/Ae/Ax) and an An/Ae1/Ax1/Ae2/Ax2/Ae3/Ax3 sequence, which corresponded to the two aeration strategies applied. The parameters measured at the beginning, during and at the end of each evaluated cycle were chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5.20</sub>), total nitrogen (NT), pH, total alkalinity, orthophosphates and total phosphorus (PT). The effluents were characterized by having a COD of 6773 mg/L, a BOD<sub>5.20</sub> of 2208 mg/L, and a TN and TP content of 348 and 17.9 mg/L, respectively. It was found that for both aeration strategies, average values of 95 and 87% removal were achieved for BOD<sub>5.20</sub> and COD, respectively. Likewise, the aeration strategies evaluated were equally effective in removing nitrogen and phosphorus, obtaining average removal percentages of 71 and 52%, respectively. The NDC strategy was selected for the treatment of the chamber effluents, because the AI strategy requires greater control in the reactor during its operation.*

*Keywords-- effluents from a slaughterhouse, aeration strategies, nutrients, batch reactors, biological treatment*

# Estrategias de Aireación en el Tratamiento de Efluentes de un Matadero de Cerdos usando Reactores Discontinuos Secuenciales

## Aeration Strategies in the Treatment of Effluents from a Pig Slaughterhouse Using Sequential Batch Reactors

Sedolfo Jose Carrasquero Ferrer, Dr<sup>1</sup>, <https://orcid.org/0000-0002-4725-963X>  
 Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG), Guayaquil, Ecuador  
 scarrasquero@uteg.edu.ec

**Resumen**—Para la industria del beneficio animal, el agua es utilizada antes, durante y después del proceso de matanza y los efluentes generados son una fuente importante de contaminación. En esta investigación se comparó la eficiencia de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo durante el tratamiento de los efluentes generados en un matadero de cerdos, aplicando dos estrategias: nitrificación – desnitrificación convencional (NDC) y aireación intermitente (AI). Se utilizaron dos reactores cilíndricos de carga secuencial a escala laboratorio, con un volumen de 4 L, que funcionaron paralelamente usando una secuencia anaeróbica/aeróbica/anóxica (An/Ae/Ax) y una An/Ae1/Ax1/Ae2/Ax2/Ae3/Ax3, que correspondieron a las dos estrategias de aireación aplicadas. Los parámetros medidos al inicio, durante y al final de cada ciclo evaluado fueron demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5,20</sub>), nitrógeno total (NT), pH, alcalinidad total, ortofosfatos y fósforo total (PT). Los efluentes se caracterizaron por presentar una DQO de 6773 mg/L, una DBO<sub>5,20</sub> de 2208 mg/L, y un contenido de NT y PT de 348 y 17,9 mg/L, respectivamente. Se encontró que para ambas estrategias de aireación se lograron valores promedios de 95 y 87% de remoción para la DBO<sub>5,20</sub> y DQO<sub>T</sub>, respectivamente. De igual manera, las estrategias de aireación evaluadas fueron igualmente efectivas en la remoción de nitrógeno y fósforo, obteniendo porcentajes promedio de eliminación de 71 y 52%, respectivamente. Se seleccionó la estrategia NDC para el tratamiento de los efluentes del camal, debido a que la estrategia AI requiere un mayor control en el reactor durante su funcionamiento.

**Palabras clave**- efluentes de un camal, estrategias de aireación, nutrientes, reactores por carga, tratamiento biológico.

**Abstract**— For the animal slaughter industry, water is used before, during and after the slaughter process and the effluents generated are an important source of pollution. In this research, the removal efficiency of organic matter, nitrogen and phosphorus was compared during the treatment of effluents generated in a pig slaughterhouse, applying two aeration strategies: nitrification – conventional denitrification (NDC) and intermittent aeration (AI). Two laboratory-scale sequential loading cylindrical reactors were used, with a volume of 4 L, which operated in parallel using an

anaerobic/aerobic/anoxic (An/Ae/Ax) and an An/Ae1/Ax1/Ae2/Ax2/Ae3/Ax3 sequence, which corresponded to the two aeration strategies applied. The parameters measured at the beginning, during and at the end of each evaluated cycle were chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5,20</sub>), total nitrogen (NT), pH, total alkalinity, orthophosphates and total phosphorus (PT). The effluents were characterized by having a COD of 6773 mg/L, a BOD<sub>5,20</sub> of 2208 mg/L, and a TN and TP content of 348 and 17.9 mg/L, respectively. It was found that for both aeration strategies, average values of 95 and 87% removal were achieved for BOD<sub>5,20</sub> and COD, respectively. Likewise, the aeration strategies evaluated were equally effective in removing nitrogen and phosphorus, obtaining average removal percentages of 71 and 52%, respectively. The NDC strategy was selected for the treatment of the chamber effluents, because the AI strategy requires greater control in the reactor during its operation.

**Keywords**— effluents from a slaughterhouse, aeration strategies, nutrients, batch reactors, biological treatment

### I. INTRODUCCIÓN

La industria de los mataderos utiliza grandes cantidades de agua para las diferentes etapas de procesamiento, por lo que produce elevados volúmenes de aguas residuales, las cuales tienen características complejas y no pueden descargarse directamente a las alcantarillas o cuerpos de agua sin ningún tratamiento previo debido a que podrían provocar la eutrofización y desoxigenación de los sistemas acuáticos [1, 2].

La producción de carne es una industria alimentaria importante, su consumo mundial ha experimentado un aumento del 40% en la última década [3,4,5]. En 2020, se informó que se produjeron aproximadamente 252,6 millones de toneladas métricas (TM) de carne a nivel mundial, incluidas 99,1 millones de TM de pollo, 95,8 millones de TM de carne de cerdo y 57,7 millones de TM de carne de res [6].

## II. MATERIALES Y MÉTODOS

En promedio cada kg de carne consume 4850 L de agua para su procesamiento. El aumento de la demanda de carne, también está elevando el número de mataderos y, con ello, la producción de residuos orgánicos biodegradables. Los flujos de desechos producidos en un matadero se pueden clasificar en términos generales en sólidos y líquidos [7].

Los desechos obtenidos en este sector agroalimentario son de naturaleza muy compleja principalmente debido a su patogenicidad, contenido de agua, tendencia a una rápida autooxidación y alto nivel de actividad enzimática [8]. Contienen una elevada proporción de compuestos orgánicos y otros contaminantes, es decir, sangre, aceite, grasas, nitrógeno y bacterias fecales nocivas que pueden causar efectos nocivos al medio ambiente [9]. Las aguas residuales provenientes de las unidades de procesamiento de carne contienen una alta carga orgánica con elevadas concentraciones de demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal y fosfatos [10].

Los procesos biológicos en el tratamiento de estos efluentes son más sostenibles que los fisicoquímicos por la rentabilidad y los productos estables y no tóxicos que se generan en el proceso. Los sistemas biológicos, más comúnmente aplicados, incluyen procesos aeróbicos de crecimiento suspendido como el proceso de lodos activados, reactores discontinuos secuenciales (SBR), procesos de membrana, reactores anaeróbicos de flujo ascendente y filtros anaeróbicos [11,12]. El reactor discontinuo secuencial ha ganado una atención significativa en las últimas décadas debido a varias ventajas, es un proceso de crecimiento suspendido que proporciona un alto rendimiento con una mayor calidad del efluente con respecto a la DQO, así como la eliminación simultánea de nutrientes [1,13].

Estos reactores pueden operar bajo diferentes estrategias de aireación, siendo las más comunes la nitrificación-desnitrificación convencional (NDC) con una fase aeróbica seguida de una anóxica, y la aireación intermitente que implica secuenciar fases aeróbicas y anóxicas repetidamente. Según Maia et al. [14], la aplicación de aireación intermitente promueve una reducción del consumo de energía, pero esto implica una automatización del sistema de aireación para asegurar un control efectivo sobre la concentración de oxígeno disuelto (OD) en el reactor [15]. Dentro de las ventajas de esta modalidad de aireación; también se tiene que hay un mejor control del proceso en términos de mantenimiento del pH, consumo/producción de alcalinidad y una completa nitrificación/desnitrificación [16,17].

Es por ello que la presente investigación tuvo por objetivo comparar la eficiencia de remoción de nutrientes en reactores por carga secuencial tratando efluentes de un matadero de cerdos aplicando dos estrategias de aireación, nitrificación y desnitrificación convencional, y aireación intermitente

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

Los efluentes fueron recolectados en un matadero de cerdos (*Sus domesticus*) ubicados al suroeste del municipio Maracaibo, estado Zulia, Venezuela, usando la metodología 1060 sobre la recolección de muestras y preservación [18]. Luego, se caracterizaron midiendo los parámetros: DBO<sub>5,20</sub> (5210), DQO total (5220-C), nitrógeno total (NT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) (4500-Norg-A), nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (4500-NH3-B), nitritos (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (4500-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> B), nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (4500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> B), fósforo total (4500-P C), ortofosfatos (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) (4500-P C), potencial de hidrógeno (pH) (4500-B) y alcalinidad total (2320 B), según los procedimientos establecidos en el método estándar [18].

### B. Esquema de los reactores secuenciales por carga

Para el tratamiento de los efluentes del matadero de cerdos se utilizaron dos reactores cilíndricos de carga secuencial de 14,5 cm de diámetro y 26 cm de alto con un volumen total de 4 L. El volumen fue de 2 L, el 30% correspondió a biomasa aclimatada y el resto correspondió al agua residual industrial [19]. Los reactores funcionaron de manera automatizada para la carga y descarga de los efluentes mediante un sistema de bombeo con bombas peristálticas (Cole-Parmer, modelos 77202-60 y 77201-60) y dispositivos reguladores de tiempo (Excelline, modelo GTC-E-120AS). El reactor por carga secuencial también disponía de sistemas automatizados de agitación mecánica y suministro de aire (Figura 1)

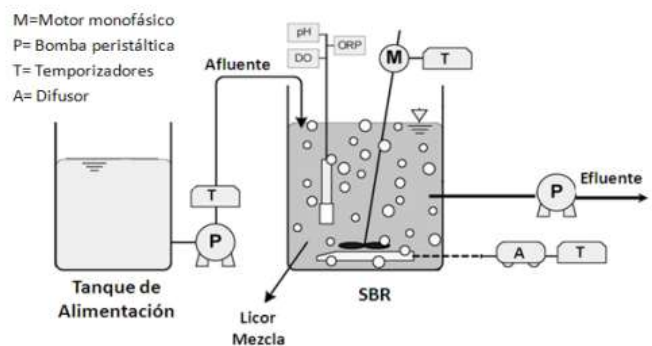


Fig. 1. Descripción ilustrada del reactor por carga secuencial

### C. Estrategias de aireación aplicadas en los reactores

El primer reactor funcionó con la estrategia de aireación nitrificación – desnitrificación convencional (NDC), mientras que el segundo reactor operó con la estrategia de aireación intermitente (AI), que consistió en un suministrar aire de

forma alterna, creando condiciones aeróbicas y anóxicas sucesivas, en este tratamiento el tiempo de reacción se dividió en una fase anaeróbica y tres subciclos aeróbicos (Ae)-anóxicos (Ax), es decir, una secuencia An/Ae<sub>1</sub>/Ax<sub>1</sub>/Ae<sub>2</sub>/Ax<sub>2</sub>/Ae<sub>3</sub>/Ax<sub>3</sub> (Tabla 1)

TABLA 1.

DISTRIBUCIÓN DE LA DURACIÓN DE LAS FASES DURANTE EL TIEMPO DE REACCIÓN DEL SBR PARA CADA UNA DE LAS ESTRATEGIAS DE AIREACIÓN EVALUADAS.

EA	TCO (h)	TRC (d)	Secuencia operacional (h)						
			An	Ae <sub>1</sub>	Ax <sub>1</sub>	Ae <sub>2</sub>	Ax <sub>2</sub>	Ae <sub>3</sub>	Ax <sub>3</sub>
NDC	16	25	3	10	2	-	--	--	--
AI	16	25	3	3	2	2	1,5	2	1,5

Nota: EA: Estrategia de aireación. TRC: Tiempo de retención celular. TCO: Tiempo de ciclo operacional. NDC: Nitrificación-Desnitrificación Convencional. AI: Aireación Intermitente. An: Anaeróbica. Ae: Aeróbica. Ax: Las fases de llenado, sedimentación y descarga tuvieron una duración de 0,25; 0,5 y 0,25 h, respectivamente.

Se determinaron los perfiles que permitieron relacionar las concentraciones de DQO, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, y P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, con el pH (Oaklon 510) y la alcalinidad total. Los análisis se realizaron dos veces por semana para muestras clarificadas tomadas a lo largo del ciclo operacional en el SBR.

El experimento se condujo mediante un diseño completamente al azar con un total de dos tratamientos con quince repeticiones cada uno. Las eficiencias de remoción de materia orgánica y nutrientes se compararon mediante un análisis de varianza utilizando el programa estadístico SPSS, versión 22.0

### III. RESULTADOS

#### A. Eficiencia de los reactores en la remoción de materia orgánica y nutrientes.

Los efluentes de matadero de cerdos se caracterizaron por tener una naturaleza altamente orgánica con concentraciones de DQO que oscilaron entre 6644 y 6902 mg/L. La fracción orgánica en estos efluentes es alta por la presencia de sangre, restos de alimentos no digeridos, contenido intestinal procedente de evisceración, grasas de los residuos cárnicos, orina, proteínas solubles y excrementos [20,21]. Los valores a la entrada del reactor se corresponden con las características de un efluente típico de matadero en cuenta a DQO, nitrógeno total, y fósforo total [22,23].

En las Tablas 2 y 3 se muestra la comparación entre las eficiencias de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo entre las dos estrategias de aireación aplicadas. No se obtuvieron diferencias significativas (p>0,05) entre los porcentajes de remoción de DBO<sub>5,20</sub>, DQO<sub>T</sub>, NT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NTK, P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> y PT, por lo que la variación en la estrategia de

aireación no afectó la remoción de estas variables. Las remociones promedio de DQO oscilaron entre 88,4 y 87,1%, estos porcentajes se encuentran dentro del rango reportado por Kundu et al. [24], quienes obtuvieron remociones entre 86 y 95% usando un reactor a escala laboratorio de 5 L. De igual manera, se corresponden con los obtenidos por Izadi et al. [25] y Hu et al. [26].

Los resultados de remoción de DQO son menores a los reportados para reactores secuenciales con membrana que han obtenido hasta un 98% [27]. Sin embargo, son comparables con otras tecnologías como digestión anaeróbica en combinación con procesos de electro-fenton (90%) [28], biorremediación usando *Chlorella vulgaris* combinando fotobioreactores y microfiltración (93%) [29].

#### B. Evolución de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes en los ciclos de aireación.

TABLA 2

COMPARACIÓN DE LOS VALORES DE ENTRADA Y SALIDA DE LOS REACTORES DISCONTINUOS SECUENCIALES PARA LAS DOS ESTRATEGIAS DE AIREACIÓN APLICADAS EN EL TRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES PORCÍCOLAS.

Parámetro	Estrategia de aireación			
	NDC		AI	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
DQO <sub>T</sub>	6644 ± 875	772 ± 34	6902 ± 805	890 ± 302
DBO <sub>5,20</sub>	2286 ± 440	113 ± 25	2129 ± 313	98 ± 38
NTK	352 ± 35	83 ± 27	334 ± 32	79 ± 5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	172 ± 14	21 ± 9	174 ± 28	18 ± 10
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	ND	11,9 ± 9	ND	4,7 ± 0,6
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ND	7,0 ± 3,0	ND	5,7 ± 3,4
NT	352 ± 35	102 ± 26	334 ± 32	89 ± 9
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	12,50 ± 1,19	8,07 ± 0,52	12,72 ± 1,23	8,05 ± 0,56
PT	18,30 ± 1,73	8,85 ± 1,06	17,43 ± 1,22	8,22 ± 0,56

Nota: N: 15. N: Número de réplicas. Las concentraciones de los parámetros a la entrada y salida están expresadas en mg/L. NDC: Nitrificación-Desnitrificación Convencional. AI: Aireación Intermitente. ND: No detectable. Límite de detección: 1 mg/L.

Las eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal alcanzadas con las estrategias de aireación intermitente y nitrificación-desnitrificación convencional fueron de 87,8 y 89,7 %, respectivamente. Estos valores son ligeramente menores a los reportados por Izadi et al. [25], quien obtuvieron 93% usando NDC y 92% usando AI. Para alcanzar una alta eliminación de nitrógeno, se sugiere equilibrar la duración aeróbica y anóxica para una nitrificación-desnitrificación completa. Un período de aireación insuficiente restringe la oxidación completa del amoníaco y disminuye la eficiencia de la desnitrificación [30].

**TABLA 3**

EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y DE NUTRIENTES PARA LAS DOS ESTRATEGIAS DE AIREACIÓN APLICADAS EN EL TRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES PORCÍCOLAS

P	Estrategia de aireación	
	NDC	AI
	% Remoción	% Remoción
DQO <sub>T</sub>	88,4 ± 1,3 <sup>a</sup>	87,1 ± 1,8 <sup>a</sup>
DBO <sub>5,20</sub>	95,0 ± 3,4 <sup>a</sup>	95,4 ± 2,3 <sup>a</sup>
NTK	76,4 ± 1,9 <sup>a</sup>	76,3 ± 1,3 <sup>a</sup>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	87,8 ± 1,7 <sup>a</sup>	89,7 ± 3,2 <sup>a</sup>
NT	71,0 ± 3,6 <sup>a</sup>	73,4 ± 4,2 <sup>a</sup>
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	35,4 ± 2,4 <sup>a</sup>	36,7 ± 1,8 <sup>a</sup>
PT	51,6 ± 2,5 <sup>a</sup>	52,8 ± 0,9 <sup>a</sup>

Nota.: P: parámetro. NDC: Nitrificación-desnitrificación convencional, AI: aireación intermitente. Media seguida por letras como superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey (p<0,05).

En las Figuras 2 y 3 se muestra la evolución de la DQO, ortofosfatos, formas de nitrógeno y variables de control pH y alcalinidad total durante el ciclo operacional en ambas estrategias. Los elevados porcentajes de DQO pueden deberse al uso eficiente de materia orgánica y diversas fuentes de carbono para la desnitrificación y la liberación de fósforo tanto en las etapas aeróbicas como anóxicas. De igual manera, en las etapas anaeróbicas la DQO en estas fases se utiliza y almacena suficientemente como fuente de carbono intracelular [31].

Durante las fases aeróbicas se consumió el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, obteniéndose concentraciones de 21 y 20 mg/L al final de los ciclos operaciones en los SBR para las estrategias de AI y NDC, respectivamente. El elevado consumo de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> indicó que ambas estrategias fueron eficientes a la hora de transformar esta forma de nitrógeno a nitritos y nitratos. Para la estrategia AI se observó un incremento mucho más pronunciado en la concentración de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> durante la primera fase aeróbica de la etapa de reacción con respecto a las etapas siguientes. Esto se debe principalmente a que está fase fue más prolongada (180 min) en comparación con las dos fases aeróbicas siguientes (120 min). De igual manera, durante la primera fase aeróbica se observó la mayor disminución de NTK, mientras que en las fases anóxicas no se observó una disminución apreciable de esta forma de nitrógeno.

Se observó que la concentración de nitrógeno amoniacal se mantuvo constante durante las fases anóxicas, esto se debe a que, aunque el amoníaco está presente, los microorganismos autótrofos no son capaces de absorberlo debido a la escasez de oxígeno ni tampoco almacenarlo como fuente de energía. Además, en la fase anóxica, la DQO se reduce, lo que

disminuye la competencia con los heterótrofos por la absorción de amoníaco. De igual manera, el consumo de nitratos y nitritos en las fases anóxicas estuvo acompañado con un incremento de la alcalinidad.

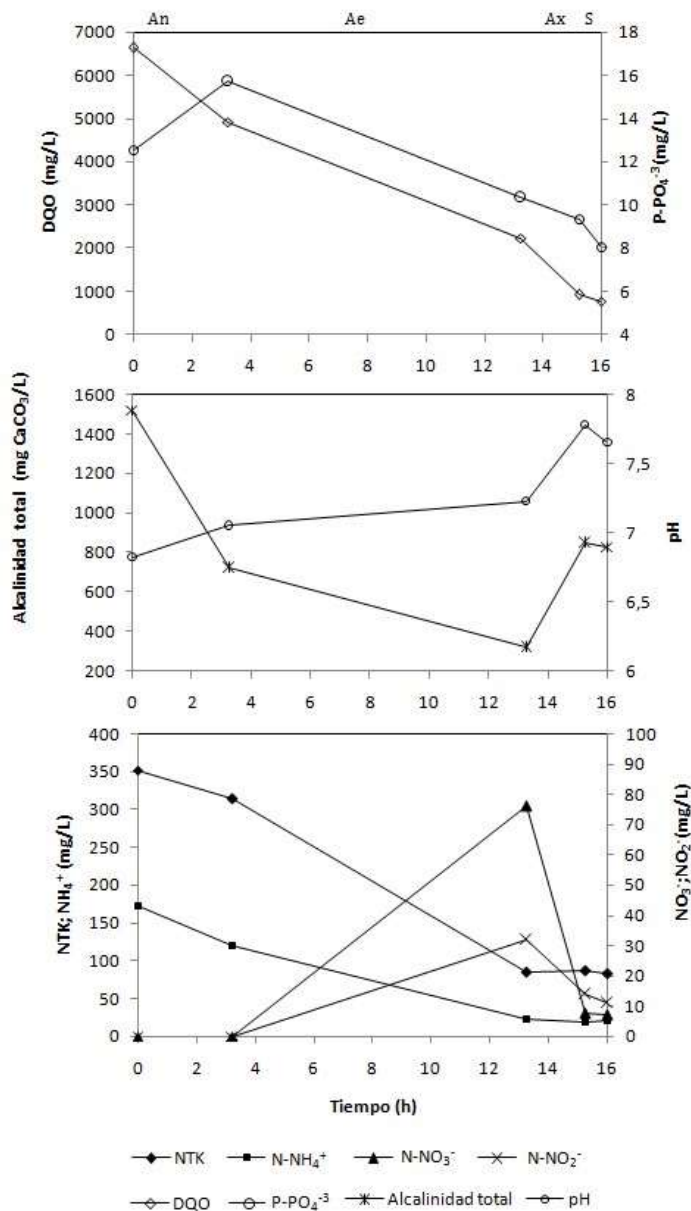


Fig. 2. Variación de la DQO, ortofosfatos, formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total en el ciclo operacional durante la estrategia de nitrificación-desnitrificación convencional (An: Fase anaeróbica, Ae: Fase aeróbica, Ax: Fase anóxica, S: Sedimentación)



En las tres fases anóxicas del ciclo operacional de la AI, se observó disminución de la concentración de nitritos y nitratos, producto de la desnitrificación. No se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los valores de la eficiencia de desnitrificación en ambos sistemas (Tabla 2), alcanzando valores promedios de 95,4 y 96,2%, para la NDC y la AI, respectivamente.

La fase anaeróbica en ambas estrategias de aireación permitió la eliminación de fósforo. En la AI se produjo la liberación de ortofosfatos al medio. En la fase anaeróbica, los ácidos grasos volátiles (AGV) se absorben parcialmente debido a un rendimiento ineficiente de los organismos acumuladores de fósforo (PAOs), causado por la producción interrumpida de polihidroxialcanoatos (PHB), el consumo de glucógeno y la liberación de fósforo.

Luego en las fases aeróbicas y anóxicas siguientes se observó consumo de ortofosfatos, el cual fue mayor en las primeras dos fases aeróbicas y anóxicas de la secuencia de aireación intermitente. En estas fases posteriores a la etapa anaeróbica se consumen los PHB y se regenera el glucógeno. Sin embargo, para la última fase anóxica se produjo un incremento de fósforo, atribuible al agotamiento del sustrato biodegradable que produjo la lisis celular y la liberación de ortofosfatos al medio. Esta liberación de ortofosfatos no se produjo por el mecanismo de eliminación biológica de fósforo, las BAF no liberan fosfatos en presencia de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). La concentración de nitratos debe mantenerse por debajo de 8 mg  $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$ . A concentraciones mayores de ese valor, las bacterias desnitrificantes competirían por los AGV y se reducirían la actividad del proceso de eliminación de fósforo, por lo que la liberación de fosfatos ocurre en fase estrictamente anaeróbica [32].

La literatura propone tres hipótesis sobre la influencia negativa del nitrato en el proceso de eliminación biológica de fósforo (EBPR): 1. Inhibición de la actividad EBPR por nitrato, donde inhibe la liberación anaeróbica de P. 2. Liberación y absorción simultáneas de P debido a la disponibilidad de un donante de electrones (sustrato) y un aceptor de electrones (nitrato) en conjunto a través de condiciones anaeróbicas. 3. La presencia de nitrato puede aumentar el desempeño de las bacterias heterótrofas ordinarias (OHO) en la reducción de nitrógeno mediante el uso de la DQO disponible para el crecimiento de BAF [33,34].

En ambas estrategias de aireación, NDC y AI, se observó un aumento progresivo de pH desde la entrada al reactor hasta el final de la sedimentación. El pH aumentó de 6,82 a 7,65 para el tratamiento con NDC y de 6,57 a 7,72 para la aireación intermitente. Estos valores de pH favorecen la remoción de fósforo. Smolders et al. [35] indican que cuando el pH es elevado, las BAF requieren más energía en forma de ATP para el consumo de AGV. Filipe et al. [36] encontraron que valores de pH superiores a 7,25, aumentan la velocidad de consumo de AGV y favorecen el crecimiento de las BAF por encima de las bacterias acumuladoras de glucógeno (BAG).

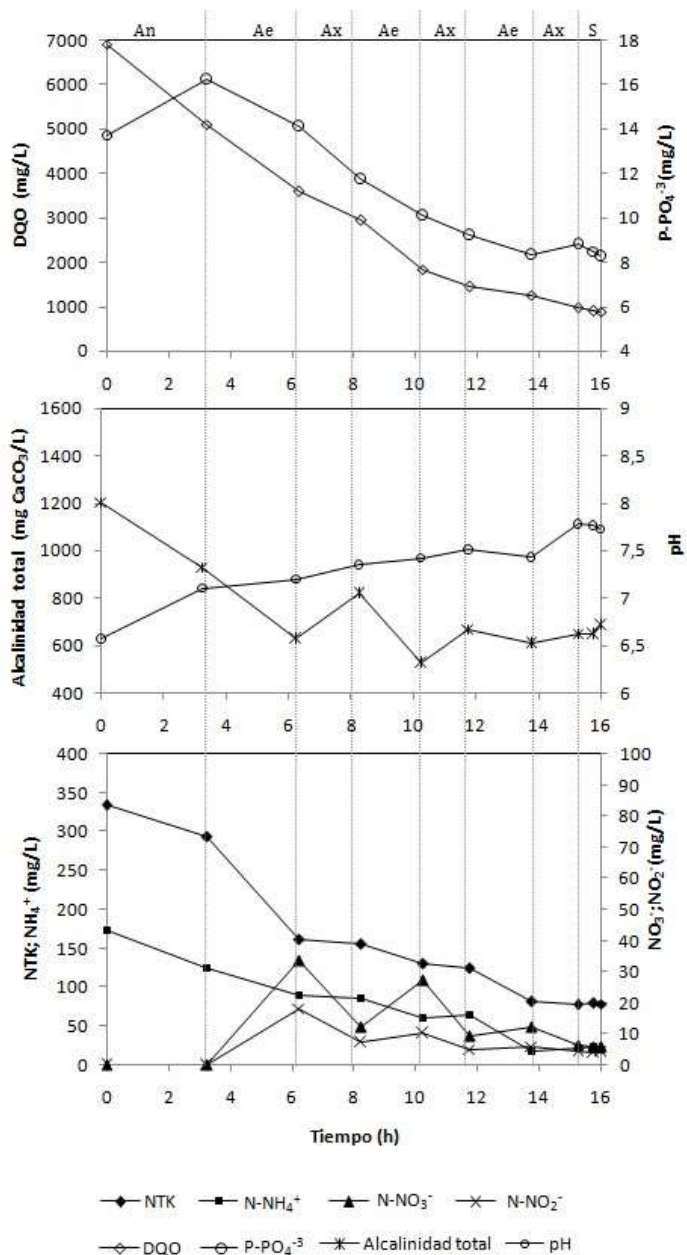


Fig 3. Variación de la DQO, ortofosfatos, formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total en el ciclo operacional durante la estrategia de aireación intermitente (An: Fase anaeróbica, Ae: Fase aeróbica, Ax: Fase anóxica, S: Sedimentación)

Mino et al. [37]. describieron a las BAG como bacterias capaces de proliferar en ambientes anaeróbicos-aeróbicos. En condiciones anaeróbicas las BAG consumen AGV y los almacenan intracelularmente como polímeros de carbono (PHA), empleando el glucógeno como fuente de energía primaria. En condiciones aeróbicas oxidan el PHA, la biomasa crece y el glucógeno es sintetizado. Sin embargo, estas

bacterias no son capaces ni de liberar ni de consumir fosfatos, por lo que no contribuyen a la eliminación del fósforo. Las BAG compiten por el consumo de los AGV con las BAF, por lo que su desarrollo conlleva a un deterioro paulatino del proceso de eliminación biológico de fósforo.

### CONCLUSIONES

Los efluentes de matadero de cerdos se caracterizan por tener una alta carga orgánica, con concentraciones significativas de DQO, nitrógeno total y fósforo total.

Durante los tratamientos en el reactor por carga secuencial, se obtuvo una transformación eficiente del nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos en ambas estrategias de tratamiento. De igual manera, se observó una liberación de ortofosfatos durante la fase anaeróbica, seguida de su consumo en las fases aeróbicas y anóxicas. Sin embargo, en la última fase anóxica de la AI, se observó un aumento en la concentración de fósforo, atribuible al agotamiento del sustrato biodegradable y la lisis celular.

Ambas estrategias de aireación fueron igualmente efectivas en la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, con porcentajes de remoción que oscilaron entre 87% y 95%. Sin embargo, se selecciona la estrategia NDC para el tratamiento de los efluentes porcícolas, debido a que la estrategia AI requiere un mayor control en el SBR durante su funcionamiento.

### AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo de la RED-AMARU, Red en Saneamiento de Recursos Hídricos mediante Tecnologías Innovadoras y Sustentables del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo-CYTED para la realización de la investigación.

### REFERENCIAS

[1] Sadaf, S., Singh, A. K., Iqbal, J., Kumar, R. N., Sulejmanović, J., Habila, M. A., Américo-Pinheiro, J. H. P., & Sher, F. (2022). Advancements of sequencing batch biofilm reactor for slaughterhouse wastewater assisted with response surface methodology. *Chemosphere*, 307, 135952. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135952>.

[2] Rinquist, Z., Basitere, M., Ntwampe, S. K. O., & Njoya, M. (2019). Poultry slaughterhouse wastewater treatment using a static granular bed reactor coupled with single stage nitrification-denitrification and ultrafiltration systems. *Journal of Water Process Engineering*, 29, 100778. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.018>

[3] Pachaiappan, R., Rajendran, S., Show, P. L., Manavalan, K., & Naushad, M. (2021). Metal/metal oxide

nanocomposites for bactericidal effect: A review. *Chemosphere*, 272, 128607. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128607>

[4] Brennan, B., Gunes, B., Jacobs, M.R., Lawler, J., Regan, F., Collivignarelli, C., Abba, A., 2021. Potential viable products identified from characterisation of agricultural slaughterhouse rendering wastewater. <https://doi.org/10.3390/w13030352>.

[5] Ragasri, S., & Sabumon, P. (2023). A critical review on slaughterhouse waste management and framing sustainable practices in managing slaughterhouse waste in India. *Journal of Environmental Management*, 327, 116823. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116823>

[6] Wang, S., Jena, U., Das, K.C., 2022. Long term performance of pilot methanogenic digester filled with seashell wastes treating slaughterhouse wastes: biogas production and environmental impact. *Biochem. Eng. J.* 187, 108651 <https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108651>

[7] Lopez-Pacheco, I.Y., Silva-Núñez, A., García-Perez, J.S., Carrillo-Nieves, D., SalinasSalazar, C., Castillo-Zacarias, C., Afewerki, S., Barcelo, D., Iqbal, H.N.M., ParraSaldívar, R., 2021. Phyco-remediation of swine wastewater as a sustainable model based on circular economy. *J. Environ. Manag.* 278 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111534>

[8] Jayathilakan, K., Sultana, K., Radhakrishna, K., Bawa, A.S. (2012). Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. *J. Food Sci. Technol.* 49, 278–293. <https://doi.org/10.1007/s13197-011-0290-7>

[9] Bustillo-Lecompte, C.F., Mehrvar, M., 2015. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: a review on trends and advances. *J. Environ. Manag.* 161, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>

[10] Azam, R., Kothari, R., Singh, H. M., Ahmad, S., Ashokkumar, V., & Tyagi, V. (2020). Production of algal biomass for its biochemical profile using slaughterhouse wastewater for treatment under axenic conditions. *Bioresource Technology*, 306, 123116. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123116>

[11] Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Ullah, I., Khan, S. U., & Farooqi, I. H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the Total Environment*, 686, 681–708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>

- [12] Aziz, A., Rameez, H., Sengar, A., Sharma, D., Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2022). Biogas production and nutrients removal from slaughterhouse wastewater using integrated anaerobic and aerobic granular intermittent SBRs – Bioreactors stability and microbial dynamics. *Science of the Total Environment*, 848, 157575. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157575>.
- [13] Carrasquero, S., Urbina, S. (2023). Tratamiento de efluentes de una planta productora de helados usando reactores secuenciales por carga. *Ingenio*, 6(1), 20-30. DOI: <https://doi.org/10.18779/ingenio.v6i1.560>.
- [14] Maia, F. C., De Freitas Bueno, R., Campos, F., & Piveli, R. P. (2022). Influence of aeration intermittency on nitrogen removal in a reactor with aerobic granular sludge treating wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 45, 102529. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102529>
- [15] Zoppas, F. M., Bernardes, A. M., & Meneguzzi, Á. (2016). Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitaria E Ambiental*, 21(1), 29–42. <https://doi.org/10.1590/s1413-41520201600100134682>
- [16] Barana, A. C., Lopes, D. D., Martins, T. H., Pozzi, E., Damianovic, M. H. R. Z., Del Nery, V., & Foresti, E. (2013). Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(3), 453–459. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.06.015>
- [17] Pronk, M., De Kreuk, M., De Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & Van Loosdrecht, M. (2015). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- [18] American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th Edition, American Public Health Association 1015 Fifteenth street, N.W. Washington, D.C. USA.
- [19] Carrasquero, S., Rodríguez, M., Bernal, J., Díaz, A. (2018). Eficiencia de un reactor biológico secuencial en el tratamiento de efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos. *Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 14(1):23-33. DOI: <https://doi.org/10.18359/rfcb.3017>
- [20] Rajab, A.R., Salim, M.R., Sohaili, J., Anuar, A.N., Salmiati Lakkaboyana, S.K., 2017. Performance of integrated anaerobic/aerobic sequencing batch reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. *Chem. Eng. J.* 313, 967–974. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.144>
- [21] Musa, M.A., Idrus, S., 2021. Physical and biological treatment technologies of slaughterhouse wastewater: a review. *Sustain. Times* 13, 1–20. <https://doi.org/10.3390/su13094656>
- [22] Bustillo-Lecompte, C., Mehrvar, M., 2017. Slaughterhouse Wastewater: Treatment, Management and Resource Recovery. *Physico-Chemical Wastewater Treat. Resour. Recover.* <https://doi.org/10.5772/65499>
- [23] Yoon, Y.M., Kim, S.H., Oh, S.Y., Kim, C.H., 2014. Potential of anaerobic digestion for material recovery and energy production in waste biomass from a poultry slaughterhouse. *Waste Manag.* 34, 204–209. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.020>.
- [24] Kundu, P. K., Debsarkar, A., & Mukherjee, S. (2013). Treatment of slaughter house wastewater in a sequencing batch reactor: performance evaluation and biodegradation kinetics. *BioMed Research International*, 2013, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2013/134872>
- [25] Izadi, P., Izadi, P., & Eldyasti, A. (2021). Enhancement of simultaneous nitrogen and phosphorus removal using intermittent aeration mechanism. *Journal of Environmental Sciences*, 109, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.02.026>
- [26] Hu, T., Peng, Y., Yuan, C., & Zhang, Q. (2021). Enhanced nutrient removal and facilitating granulation via intermittent aeration in simultaneous partial nitrification endogenous denitrification and phosphorus removal (SPNEDpr) process. *Chemosphere*, 285, 131443. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131443>
- [27] Y. Shengquan, G. Siyuan, W. Hui. (2008). High effective to remove nitrogen process in abattoir wastewater treatment. *Desalination*, 222 (1–3):146-150
- [28] Vidal, J. E., Huiliñir, C., Salazar, R. (2016). Removal of organic matter contained in slaughterhouse wastewater using a combination of anaerobic digestion and solar photoelectro-Fenton processes. *Electrochimica Acta*, 210, 163-170. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.05.064>
- [29] Almomani, F., Omar, A. H., & Ketife, A. M. A. (2022). Algal bioremediation versus conventional wastewater treatment. *En Elsevier eBooks* (pp. 71-86). <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-85884-7.00011-4>
- [30] Sun, Y., Guan, Y., Pan, M., Zhan, X., Hu, Z., & Wu, G. (2017). Enhanced biological nitrogen removal and N<sub>2</sub>O emission characteristics of the intermittent aeration



- activated sludge process. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 16(4), 761–780. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9444-z>
- [31] Gong, X., Yu, D., Wang, X., Yuan, M., Bi, C., Du, Y., & Zhao, J. (2021). Feasibility of reinforced post-endogenous denitrification coupling with synchronous nitritation, denitrification and phosphorus removal for high-nitrate sewage treatment using limited carbon source in municipal wastewater. *Chemosphere*, 269, 128687. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128687>
- [32] Meinhold, J., E. Arnold, S. Isaacs. (1999). Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge. *Water Research*, 33:1871–1883
- [33] Guerrero, J., Tayà, C., Guisasola, A., & Baeza, J. A. (2012). Understanding the detrimental effect of nitrate presence on EBPR systems: effect of the plant configuration. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 87(10), 1508–1511. <https://doi.org/10.1002/jctb.381>
- [34] Chao, C., Zhao, Y., Keskar, J. B., Ji, M., Wang, Z., & Li, X. (2020). Simultaneous removal of COD, nitrogen and phosphorus and the tridimensional microbial response in a sequencing batch biofilm reactor: with varying C/N/P ratios. *Biochemical Engineering Journal*, 154, 107215. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.04.017>
- [35] Smolders, G., Vandermeij, J., Van Loosdrecht, M., Heijnen, J. (1994). Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. *Biotechnology and Bioengineering* 43:461–470.
- [36] Filipe, C., Daigger, G, Grady, G (2001). A metabolic model for acetate uptake under anaerobic conditions by glycogen accumulating organisms: stoichiometry, kinetics, and the effect of pH. *Biotechnology and Bioengineering* 76: 17–31
- [37] Mino, T., W.T. Liu, F. Kurisu, and T. Matsuo (1995). Modeling glycogen storage and denitrification capability of microorganisms in enhanced biological phosphate removal processes. *Water Science Technology*, 31:25–34