

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ingeniería



Evaluación del impacto de la concentración bacteriana y la relación C/N en la remoción de especies nitrogenadas en sistemas anaerobios de tratamiento de aguas residuales

Trabajo de graduación presentado por Cecilia María Muralles Constanza para optar al grado académico de Licenciada en Ingeniería en Biotecnología Industrial

Guatemala,

2024



UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ingeniería




Evaluación del impacto de la concentración bacteriana y la relación C/N en la remoción de especies nitrogenadas en sistemas anaerobios de tratamiento de aguas residuales

Trabajo de graduación presentado por Cecilia María Muralles Constanza para optar al grado académico de Licenciada en Ingeniería en Biotecnología Industrial


Guatemala,


2024

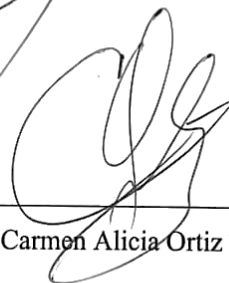
Vo. Bo.

(f)   
Ing. Luis Ernesto Núñez González

Terna examinadora

(f)   
Ing. Luis Ernesto Núñez González

(f)   
Ing. Gamaliel Giovanni Zambrano Ruano

(f)   
Ing. Carmen Alicia Ortiz Pineda

Fecha de aprobación del examen de graduación:

Guatemala, 7 de enero del 2025

## PREFACIO

El presente trabajo de graduación surge de mi interés por encontrar opciones tangibles para mejorar la remoción de contaminantes nitrogenados sin la necesidad de realizar transformaciones complicadas en los sistemas de tratamiento existentes. Mi motivación fue buscar una manera de aumentar la remoción de especies nitrogenadas totales mediante la adición de carbono orgánico. Durante mi investigación, observé que las fuentes de carbono utilizadas actualmente son costosas, lo que me llevó a explorar una alternativa accesible y de bajo costo, como lo es el maíz triturado.

A lo largo de las diferentes etapas del proceso —investigación, experimentación y redacción— tuve la dicha de contar con el apoyo de muchas personas. Su acompañamiento fue clave, no solo para orientarme técnicamente, sino también para mantener un equilibrio entre mis estudios y las demás responsabilidades que surgen en la vida. Agradezco profundamente a quienes me ayudaron a disfrutar cada etapa de este proyecto. En primer lugar, a mis padres, Ramiro y Michelle, por darme la oportunidad de estudiar la carrera que me apasiona en una universidad que me ha inspirado desde el primer día. Gracias por sus consejos, apoyo incondicional y por estar siempre presentes a lo largo de este camino.

Además, quiero expresar mi gratitud a los catedráticos que han sido una parte fundamental de mi formación profesional. Especialmente, al Ing. Luis Ernesto Núñez, mi asesor, por su orientación invaluable durante el desarrollo de este trabajo. También extendo mi agradecimiento a Gamaliel Zambrano, director de carrera, por su guía, y a Alejandra Molina, mi jefa, quien no solo me brindó las herramientas y materiales necesarios para realizar la experimentación, sino que también mostró un interés genuino en el proyecto, dándome apoyo y seguimiento continuo.

# ÍNDICE

	Página
I. INTRODUCCIÓN .....	1
II. ANTECEDENTES .....	3
III. JUSTIFICACIÓN .....	5
IV. OBJETIVOS .....	7
A. General .....	7
B. Específicos .....	7
V. MARCO TEÓRICO.....	8
A. Agua residual .....	8
B. Tratamiento de aguas residuales .....	9
C. Tipos de sistemas de tratamiento biológico .....	15
D. Principios fundamentales del Tratamiento Biológico.....	18
E. Nitrógeno en aguas residuales.....	24
F. Metabolismo del nitrógeno .....	27
G. Cuantificación de especies nitrogenadas con métodos espectrofotométricos.....	33
H. Leyes y Acuerdos en Guatemala sobre el Tratamiento de Aguas Residuales .....	35
I. Diseño experimental .....	38
VI. METODOLOGÍA.....	42
A. Preparación de fuente de carbono .....	42
B. Preparación de sistema anaerobio .....	42
C. Formulación de solución simuladora de agua residual de tipo ordinario variando concentración de carbono.....	43
D. Formulación de solución simuladora de agua residual de tipo ordinario para prueba de variación de concentración bacteriana .....	45

E.	Preparación de soluciones bacterianas variando concentración de bacterias del kit para remoción de especies nitrogenadas .....	46
F.	Alimentación de sistema al variar concentración de carbono.....	47
G.	Alimentación de sistema al variar concentración bacteria.....	47
H.	Cuantificación de especies nitrogenadas.....	48
I.	Pesos secos y volumen de gas generado .....	52
VII.	RESULTADOS.....	54
VIII.	ANÁLISIS DE RESULTADOS .....	79
IX.	CONCLUSIONES .....	96
X.	RECOMENDACIONES .....	97
XI.	REFERENCIAS.....	98
XII.	ANEXOS .....	102
A.	Imágenes de experimentación.....	102
B.	Datos originales .....	106
C.	Cálculos de muestra .....	111
D.	Datos calculados .....	113
E.	Análisis de error .....	118
F.	Balances de masa .....	122
G.	Análisis externos y especificaciones.....	126
XIII.	Glosario.....	128

## LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Masa de reactivos para volumen de 25 L.....	44
Cuadro 2. Masa de maíz y urea según solución para soluciones con diferentes concentraciones de carbono .....	45
Cuadro 3. Masa de reactivos para solución simuladora en volumen de 25 L.....	46
Cuadro 4. Masa de bacterias correspondiente a cada concentración bacteriana.....	46
Cuadro 5. Composición típica de aguas ordinarias no tratadas y concentración elegida para formulación .....	54
Cuadro 6. Relación carbono/nitrógeno en las diferentes formulaciones .....	54
Cuadro 7. Variación de especies nitrogenadas en solución al variar la concentración de carbono.....	56
Cuadro 8. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono) .....	56
Cuadro 9. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono).....	57
Cuadro 10. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono).....	57
Cuadro 11. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono) .....	58
Cuadro 12. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono).....	59
Cuadro 13. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono).....	59

Cuadro 14. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono) .....	60
Cuadro 15. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono) .....	61
Cuadro 16. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono).....	61
Cuadro 17. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono) .....	62
Cuadro 18. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono) .....	63
Cuadro 19. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono).....	63
Cuadro 20. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono).....	64
Cuadro 21. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono) .....	65
Cuadro 22. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono).....	65
Cuadro 23. Variación de especies nitrogenadas según concentración bacteriana inicial ..	67
Cuadro 24. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	68

Cuadro 25. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	68
Cuadro 26. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana).....	69
Cuadro 27. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	70
Cuadro 28. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	71
Cuadro 29. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana).....	71
Cuadro 30. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	72
Cuadro 31. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	73
Cuadro 32. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana).....	73
Cuadro 33. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	74
Cuadro 34. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	75

Cuadro 35. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana).....	75
Cuadro 36. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	76
Cuadro 37. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana) .....	77
Cuadro 38. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana).....	77
Cuadro 39. Pesos de cada compuesto agregados a cada solución con variación de concentración de carbono.....	106
Cuadro 40. Pesos de cada compuesto agregados a cada solución utilizada para variación de concentración bacteriana .....	106
Cuadro 41. Concentraciones iniciales previo a la adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de carbono (mg/L) .....	107
Cuadro 42. Concentraciones finales posterior a adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de carbono (mg/L) .....	107
Cuadro 43. Concentraciones iniciales previo a la adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de concentración bacteriana (mg/L) .....	108
Cuadro 44. Concentraciones finales posterior a adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de concentración bacteriana (mg/L) .....	108
Cuadro 45. Valores de DQO iniciales y finales en cada solución en pruebas de variación de concentración de carbono.....	109
Cuadro 46. Sólidos suspendidos iniciales, finales y porcentaje de remoción en pruebas de variación de concentración de carbono .....	109
Cuadro 47. Valores de DQO iniciales y finales en cada solución en pruebas de variación de concentración bacteriana .....	110

Cuadro 48. Cuadro 45. Sólidos suspendidos iniciales, finales y porcentaje de remoción en pruebas de variación de concentración bacteriana .....	110
Cuadro 49. Masa de carbono y biomasa acumulada final .....	111
Cuadro 50. Promedios de concentraciones finales al variar concentración de carbono (mg/L) .....	114
Cuadro 51. Desviaciones Estándar de concentraciones finales al variar concentración de carbono (mg/L) .....	114
Cuadro 52. Remoción de especies nitrogenadas según concentración de carbono .....	114
Cuadro 53. Ecuaciones de Regresión para las Respuestas Experimentales en Función de la Variación de Carbono y Concentración de Bacterias según corridas de variación de Carbono .....	115
Cuadro 54. Ecuaciones de Regresión para las Respuestas Experimentales en Función de la Variación de Carbono y Concentración de Bacterias según corridas de variación de concentración Bacteriana Inicial .....	115
Cuadro 55. Promedio de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración de carbono .....	116
Cuadro 56. Desviación estándar de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración de carbono .....	116
Cuadro 57. Promedio de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración bacteriana .....	117
Cuadro 58. Desviación estándar de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración de bacteriana .....	117

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tratamiento biológico convencional .....	14
Figura 2. Remoción biológica de nutrientes .....	14
Figura 3. Tratamiento avanzado posterior a tratamiento convencional o tratamiento de remoción de nutrientes .....	14
Figura 4. Tratamiento anaeróbico de lodos de sedimentación primaria y exceso de lodos .....	15
Figura 5. Etapas involucradas en el proceso de oxidación anaeróbica global .....	17
Figura 6. Ciclo del nitrógeno en el ambiente .....	30
Figura 7. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores .....	36
Figura 8. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores para aguas residuales municipales y de urbanizaciones no conectadas al alcantarillado público .....	37
Figura 9. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales al alcantarillado .....	37
Figura 10. Entradas y salidas del sistema anaerobio.....	41
Figura 11. Disposición de sistema anaerobio .....	43
Figura 12. Remoción de especies nitrogenadas según concentración de carbono inicial..	55
Figura 13. Concentración final de especies nitrogenadas según concentración de carbono inicial.....	55
Figura 14. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de amonio en función de la variación de carbono y bacterias .....	58
Figura 15. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitratos en función de la variación de carbono y bacterias .....	60
Figura 16. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitritos en función de la variación de carbono y bacterias .....	62
Figura 17. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias.....	64

Figura 18. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias .....	66
Figura 19. Remoción de especies nitrogenadas según concentración bacteriana inicial ...	66
Figura 20. Concentración final de especies nitrogenadas según concentración bacteriana inicial.....	67
Figura 21. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de amonio en función de la variación de carbono y bacterias .....	70
Figura 22. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitratos en función de la variación de carbono y bacterias .....	72
Figura 23. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitritos en función de la variación de carbono y bacterias .....	74
Figura 24. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias.....	76
Figura 25. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias.....	78
Figura 26. Viales para determinación de concentración de Nitrógeno total.....	102
Figura 27. Viales para determinación de concentración de Nitrógeno total.....	102
Figura 28. Viales para determinación de concentración de amonio .....	103
Figura 29. Muestra con reactivo para cuantificación de nitratos o nitritos.....	103
Figura 30. Viales para determinación de demanda química de oxígeno .....	103
Figura 31. Filtros con biomasa y residuos sólidos de maíz secos presentes al final de cada ronda de experimentación .....	104
Figura 32. Vista superior de sistema experimental .....	104
Figura 33. Vista lateral de sistema experimental .....	104
Figura 34. Sistemas experimentales de las diferentes variaciones y control .....	105
Figura 35. Tinción de Gram de kit bacteriano .....	105
Figura 36. Balance de masa de control en pruebas de variación de concentración de carbono.....	122
Figura 37. Balance de masa de variación 1 en pruebas de variación de concentración de carbono.....	122

Figura 38. Balance de masa de variación 2 en pruebas de variación de concentración de carbono.....	123
Figura 39. Balance de masa de variación 3 en pruebas de variación de concentración de carbono.....	123
Figura 40. Balance de masa de control en pruebas de variación de concentración bacteriana .....	124
Figura 41. Balance de masa de variación 1 en pruebas de variación de concentración bacteriana .....	124
Figura 42. Balance de masa de variación 2 en pruebas de variación de concentración bacteriana .....	125
Figura 43. Balance de masa de variación 3 en pruebas de variación de concentración bacteriana .....	125
Figura 44. Resultados de análisis de carbono presente en maíz triturado.....	126
Figura 45. Etiqueta de fertilizante utilizado en la formulación de agua residual libre de patógenos .....	127
Figura 46. Primer Criba para molino de martillo utilizado para la molienda de maíz.....	127
Figura 47. Segundo Criba para molino de martillo utilizado para la molienda de maíz .	127

## RESUMEN

En el presente trabajo se evaluó la eficacia de las prácticas de tratamiento anaerobio de aguas residuales en cuanto a la eliminación de contaminantes nitrogenados. A pesar de la relevancia de estos sistemas de tratamiento en la región, hay una escasez de estudios en Guatemala que investiguen la influencia de la concentración bacteriana en la dinámica del nitrógeno en procesos anaeróbicos. Este estudio investigó cómo las variaciones en la relación carbono nitrógeno y la concentración bacteriana afectan la remoción de nitrógeno en condiciones controladas. Se diseñó un medio experimental ajustando las concentraciones de carbono y nutrientes para simular valores de aguas residuales ordinarias por medio de compuestos no patogénicos. Las pruebas se realizaron variando la concentración de carbono (164, 208, 700 y 933 mg/L) y bacteriana (5, 10, 15 y 20 ppm) en cuatro niveles diferentes, permitiendo evaluar sus efectos individuales y combinados en la remoción de especies nitrogenadas como amonio, nitritos y nitratos.

Los resultados mostraron que la remoción de nitrógeno total estuvo fuertemente influenciada por la concentración de carbono, con mayores tasas de eliminación observadas en niveles elevados de carbono. Además, la adición de una mayor concentración bacteriana mejoró la remoción en algunos casos, aunque los efectos no fueron uniformes para todas las especies nitrogenadas evaluadas. Los modelos de regresión utilizados permitieron cuantificar la relación entre las variables y explicar la variabilidad en la remoción de nitrógeno bajo distintas condiciones experimentales, destacando la importancia de ajustar la relación carbono-nitrógeno para aumentar la remoción de especies nitrogenadas el proceso. Los hallazgos sugieren que la fuente de carbono utilizada, maíz triturado, es efectivo para mejorar la remoción de especies nitrogenadas totales.

## ABSTRACT

The present work evaluated the efficacy of anaerobic wastewater treatment processes in terms of nitrogen pollutant removal. Despite the importance of these treatment systems in the region, there is a paucity of studies in Guatemala investigating the influence of bacterial concentration on nitrogen dynamics in anaerobic processes. This study investigated how variations in carbon-nitrogen ratio and bacterial concentration affect nitrogen removal under controlled conditions. An experimental environment was designed by adjusting carbon and nutrient concentrations to simulate common wastewater levels of non-pathogenic compounds. Tests were conducted by varying carbon (164, 208, 700, and 933 mg/L) and bacteria (5, 10, 15, and 20 ppm) concentrations at four different levels to evaluate their individual and combined effects on the removal of nitrogen species such as ammonium, nitrite, and nitrate.

The results showed that total nitrogen removal was strongly influenced by carbon concentration, with higher removal rates observed at higher carbon levels. In addition, the addition of a higher bacterial concentration improved removal in some cases, although the effects were not uniform for all nitrogen species evaluated. The regression models used were able to quantify the relationship between the variables and explain the variability in nitrogen removal under different experimental conditions, highlighting the importance of adjusting the carbon-nitrogen ratio to increase the removal of nitrogen species in the process. The results indicate that the carbon source used, crushed corn, is effective in increasing the removal of total nitrogen species.

## I. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas residuales se refiere una serie de procesos, que, en condiciones adecuadas, permite disminuir los contaminantes presentes en el agua residual. Esto es necesario para la protección de la salud pública, preservación del medio ambiente y sostenibilidad de los recursos hídricos. Actualmente, se estima que a nivel mundial alrededor del 80% de las aguas residuales no se someten a ningún tipo de tratamiento. Donde gran parte de este porcentaje se concentra en los países en desarrollo, como Guatemala (United Nations World Water Development Report, 2017).

En Guatemala, la fracción de redes de tuberías que se dirigen a plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) es mínima. Además, debido a las ventajas de las PTARs anaerobias con respecto a los costos. A nivel general este tipo de planta de tratamiento tiene un rol importante, especialmente en áreas rurales o lugares donde la energía y recursos son limitados. De manera que existe un número significativo de plantas anaerobias en el país. El principal factor por el cual los costos de estas son menores se centra en la reducción de consumo de energía y menores costos operativos asociados a que no cuentan con aireación lo que elimina la adición de oxígeno por medio de sopladores, difusores y el mantenimiento de estos (Metcalf & Eddy, Inc., 2014).

A pesar de sus beneficios, estas plantas de tratamiento enfrentan limitaciones significativas, especialmente en la remoción de compuestos nitrogenados. Ya que los procesos anaerobios convencionales no suelen alcanzar rendimientos de remoción efectiva de nitrógeno, dado que la nitrificación y desnitrificación, procesos responsables de la conversión y disminución de nitrógeno, requieren condiciones específicas de oxígeno (Loosdrecht & Henze, 2012). Estos contaminantes son particularmente problemáticos porque pueden causar eutrofización en cuerpos de agua, afectando negativamente a los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). Lo que resalta la importancia de investigar maneras de mejorar la remoción en este aspecto. Si se logran alcanzar mejores resultados de remoción en las plantas anaerobias sería un paso esencial para evitar cambios estructurales costosos para la modificación de estas plantas a

plantas aerobias. Esto porque las plantas anaerobias están diseñadas con tecnologías específicas que no siempre son fáciles de adaptar a nuevos procesos. Por lo tanto, es más viable y económico investigar alternativas con el objetivo de aumentar sus rendimientos de remoción de especies nitrogenadas (Mara, 2004).

El interés por reducir los contaminantes, entre ellos los compuestos nitrogenados, se disparó en los últimos años tanto legislativa y socialmente debido a varios factores relacionados con la conciencia ambiental, protección de la salud pública y desarrollo sostenible. En la legislación guatemalteca, a través del Acuerdo Gubernativo 236-2006, se establecen límites estrictos para la descarga de aguas residuales. En este marco, la disminución de compuestos nitrogenados se configura como un requisito fundamental para el cumplimiento de las normativas establecidas. En parte porque la descarga de agua residual a cuerpos de agua impacta directamente la concentración de nitrógeno de la cuenca hídrica.

En análisis realizados en los cuerpos de agua cercanos a las zonas urbanas se ha detectado que las concentraciones de nitrógeno superan por aproximadamente 30% la normativa ambiental. Lo que subraya la ineficacia de los sistemas de tratamiento actuales (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala, 2022). Además, según datos del Instituto Nacional de Estadística (INE), aproximadamente el 60% de las aguas residuales generadas en Guatemala no reciben un tratamiento adecuado antes de ser vertidas en cuerpos de agua, lo que pone de manifiesto la urgencia de mejorar las infraestructuras de tratamiento existentes (Instituto Nacional de Estadística [INE], 2021).

Esto ha generado presión significativa sobre las plantas de tratamiento existentes para mejorar su rendimiento en cuando a la remoción de estos contaminantes (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala, 2006).

## II. ANTECEDENTES

La remoción de especies nitrogenadas en sistemas anaerobios es un desafío constante en el tratamiento de aguas residuales, especialmente en países como Guatemala, donde existe una gran cantidad de plantas de tratamiento anaerobio debido a la disponibilidad de energía y costos de energía y mantenimiento. En este trabajo de graduación se pretende determinar si las variaciones en la relación C/N y la concentración microbiana influyen la remoción y transformación de las especies nitrogenadas.

Esto porque la relación carbono-nitrógeno (C/N) es un factor crítico en la eficiencia de los sistemas anaerobios para la remoción de especies nitrogenadas. Según estudios previos, una relación C/N adecuada es esencial para el crecimiento y la actividad de las bacterias desnitrificantes, que son responsables de convertir el nitrógeno en formas menos nocivas. Por ejemplo, Wang et al. (2017) encontraron que un aumento en la proporción de carbono en el sustrato mejoró significativamente la desnitrificación en reactores anaerobios. De igual manera, estudios realizados por Li et al. (2018) han demostrado que la adición de fuentes de carbono fácilmente disponibles, como el maíz, puede mejorar la eficiencia de la desnitrificación en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Otro artículo relevante de Zhang et al. (2019) investigó la influencia de la concentración bacteriana en la remoción de contaminantes en sistemas anaerobios. Los resultados mostraron que una mayor concentración de bacterias desnitrificantes y nitrificantes estaba directamente correlacionada con una mayor remoción de nitrógeno, especialmente en condiciones donde la relación C/N no era óptima. Este estudio subraya la importancia de mantener una comunidad microbiana adecuada para aumentar la remoción del proceso de tratamiento.

Además, resaltó que la combinación de una relación C/N adecuada y una alta concentración bacteriana mejoró notablemente la remoción de nitrógeno y la estabilidad del sistema anaerobio

específicamente en digestión anaerobia de residuos de alimentos y lodos de aguas residuales (Zhang et al., 2015). Este estudio proporciona una base sólida para la investigación, sugiriendo que la manipulación de estas dos variables podría ser clave para mejorar la eficiencia de los sistemas anaerobios en plantas de tratamiento de aguas residuales. Para explorar soluciones que permitan a las plantas de tratamiento de aguas residuales en Guatemala cumplir con las normativas ambientales de manera más efectiva y sostenible.

### III. JUSTIFICACIÓN

En Guatemala, las empresas dedicadas a la operación y mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs) enfrentan un desafío continuo para cumplir con los parámetros establecidos por el Acuerdo Gubernativo 236-2006, el cual regula la descarga y reusó de aguas residuales en el país. Este acuerdo exige que las PTARs aseguren que los efluentes descargados cumplan con los límites máximos permisibles para proteger la salud pública y el medio ambiente (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales, 2006). Las autoridades del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN) han reforzado la instalación y operación de estas plantas, debido al impacto que las descargas no tratadas tienen sobre los cuerpos de agua.

A pesar de esto, se identificó que muchas PTARs anaerobias no logran alcanzar estos estándares, particularmente en lo relacionado con la remoción de especies nitrogenadas como el amonio, nitritos y nitratos. Estas especies, en concentraciones elevadas, no solo pueden causar eutrofización de los cuerpos de agua receptores, sino que también son perjudiciales para la salud humana y los ecosistemas. Por lo tanto, surge la necesidad de mejorar los sistemas de tratamiento anaerobios en la empresa para asegurar el cumplimiento de los parámetros exigidos por la normativa vigente.

Hasta la fecha, la información tanto comercial como teórica sobre la reducción de la carga nitrogenada utilizando únicamente procesos anaerobios es limitada. Los procesos anaerobios son eficientes en la remoción de la materia orgánica, pero su capacidad para remover compuestos nitrogenados es menos conocida, ya que generalmente requieren condiciones adicionales, como la adición de una fuente de carbono o la combinación con etapas aeróbicas o anóxicas para completar el ciclo de nitrificación-desnitrificación (Tchobanoglous et al., 2014).

La empresa, en este contexto, decidió aprovechar un kit comercial de bacterias liofilizadas, compuesto por siete cepas diferentes de bacilos, seleccionados específicamente para reducir contaminantes en condiciones anaerobias. El objetivo era evaluar si estas bacterias, en combinación

con diferentes concentraciones de carbono, podrían mejorar la remoción de especies nitrogenadas. Se planteó la hipótesis de que la relación carbono-nitrógeno (C/N) y la concentración microbiana juegan un papel clave en la eficiencia de los sistemas anaerobios para la remoción de nitrógeno, por lo que se decidió investigar cómo estos factores influían en las PTARs.

La relación C/N es fundamental para el metabolismo microbiano, ya que el carbono actúa como fuente de energía para las bacterias desnitrificantes, mientras que el nitrógeno se utiliza para la síntesis de proteínas y otros compuestos esenciales. Una relación C/N desequilibrada puede limitar la actividad biológica, afectando la capacidad de los microorganismos para metabolizar el nitrógeno y, por ende, reduciendo la eficiencia del sistema (Grady et al., 2011). Además, la concentración de bacterias en el sistema anaerobio también podría influir en la eficiencia del tratamiento, ya que una mayor cantidad de microorganismos puede acelerar las tasas de reacción y mejorar la remoción de contaminantes.

El objetivo final de este estudio fue generar conocimientos que permitan determinar cómo las variaciones en la relación C/N y la concentración microbiana afectan la remoción de especies nitrogenadas en sistemas anaerobios, utilizando el kit de bacterias a escala laboratorio. Los resultados obtenidos brindan información crítica para mejorar la remoción de especies nitrogenadas en las PTARs anaerobias en Guatemala, contribuyendo al cumplimiento de las normativas ambientales vigentes.

## IV. OBJETIVOS

### A. General

Determinar la relación entre la cantidad de carbono en el agua residual y el comportamiento de las especies nitrogenadas por medio de una solución, con concentraciones de nutrientes semejantes a aguas residuales ordinarias, utilizando un proceso de tratamiento anaerobio.

### B. Específicos

- Formular una solución con concentraciones de nutrientes (C, N y P) semejantes a las de aguas residuales de tipo ordinario, utilizando fuentes de biomoléculas no patogénicas.
- Variar la concentración de carbono en el sistema de tratamiento de aguas residuales anaerobio para identificar como influye en el comportamiento de las diferentes especies nitrogenadas durante el proceso anaerobio.
- Modificar la concentración bacteriana agregada al sistema de tratamiento de aguas residuales anaerobio para identificar como influye en el comportamiento de las diferentes especies nitrogenadas durante el proceso anaerobio.

## V. MARCO TEÓRICO

### A. Agua residual

Las aguas residuales son el resultado de las actividades humanas y provienen de fuentes residenciales, comerciales, industriales y agrícolas. Estas aguas usadas contienen una variedad de contaminantes que necesitan ser tratados antes de ser devueltas al medio ambiente o reutilizadas de manera segura (Metcalf & Eddy, 2014).

#### 1. Tipos de aguas residuales

Las fuentes de aguas residuales se clasifican generalmente en tres categorías principales: aguas residuales domésticas, aguas residuales industriales y aguas pluviales.

Aguas residuales domésticas: Estas aguas provienen de hogares y establecimientos comerciales e institucionales. También conocidas como aguas sanitarias, están compuestas principalmente por desechos humanos y productos de limpieza utilizados en actividades cotidianas. Las características de las aguas residuales domésticas pueden variar según los hábitos de consumo y el clima de la región, pero tienden a contener contaminantes como materia orgánica, patógenos, nutrientes y productos químicos de limpieza (Metcalf & Eddy, 2014).

Aguas residuales industriales: Estas aguas son producto de los procesos industriales y contienen una variedad de sustancias químicas específicas dependiendo del tipo de proceso. Estas pueden contener metales pesados, productos químicos tóxicos, aceites, grasas, y otros contaminantes difíciles de tratar (Metcalf & Eddy, 2014).

Aguas pluviales: El agua de lluvia que no se infiltra en el suelo se convierte en escorrentía superficial, transportando contaminantes desde superficies impermeables hacia los cuerpos de agua. Esta escorrentía, conocida como aguas pluviales, puede llevar consigo materiales como sedimentos, aceites, pesticidas, y otros residuos que se acumulan en las superficies urbanas. Si no se gestiona

adecuadamente, puede contribuir significativamente a la contaminación de los cuerpos de agua (Metcalf & Eddy, 2014).

Sistema de recolección combinado: Esto sucede cuando se mezclan aguas residuales de diferentes fuentes en los sistemas de alcantarillado, lo que da lugar a una combinación de aguas residuales domésticas, industriales y pluviales. En estos casos, los niveles de contaminación pueden variar dependiendo de factores locales, como la estacionalidad y la localización geográfica (Metcalf & Eddy, 2014).

## 2. Principales contaminantes presentes en agua residual

Los contaminantes presentes en las aguas residuales pueden clasificarse en tres categorías principales: contaminantes físicos, químicos y biológicos.

Contaminantes físicos: Incluyen sólidos en suspensión, como plásticos, sedimentos y otros materiales que no se disuelven en el agua. Estos contaminantes son arrastrados principalmente por el agua de lluvia o actividades urbanas e industriales y suelen eliminarse en las primeras fases del tratamiento, utilizando procesos físicos como la sedimentación y filtración (Yadav et al., 2022).

Contaminantes químicos: Incluyen sustancias disueltas en el agua. Dentro de esta categoría, encontramos nutrientes (como el nitrógeno y el fósforo), metales pesados (como el plomo, mercurio y cadmio) y contaminantes orgánicos persistentes (POPs) (como pesticidas y productos farmacéuticos). Son compuestos químicos que debido a la resistencia a la degradación permanecen en el medio ambiente por periodos prolongados (Benit & Roslin, 2015; IntechOpen, 2024).

Contaminantes biológicos: Las aguas residuales domésticas contienen una gran cantidad de microorganismos, incluidos patógenos como bacterias, virus y parásitos. Estos patógenos pueden representar riesgos significativos para la salud pública si no se eliminan adecuadamente durante el tratamiento de las aguas. Las técnicas modernas de tratamiento, como la desinfección con cloro y la radiación ultravioleta, son comunes para reducir las cargas microbianas antes de la descarga del agua tratada (MDPI, 2024).

## B. Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es el proceso mediante el cual se eliminan los contaminantes presentes en el agua utilizada por la industria, los hogares o cualquier actividad humana, antes de ser devuelta al medio ambiente o reutilizada. Este proceso tiene como objetivo proteger la salud pública, prevenir la contaminación de los cuerpos de agua y promover la sostenibilidad ambiental (Metcalf & Eddy, 2014).

Como respuesta a las crecientes preocupaciones de salud pública y ambientales el tratamiento de aguas residuales ha evolucionado especialmente con el aumento de la urbanización y el crecimiento de las ciudades. Inicialmente, los métodos de tratamiento de aguas residuales fueron desarrollados para abordar los riesgos sanitarios asociados con la descarga de aguas contaminadas al medio ambiente, donde el principal objetivo era la protección de la salud pública. A medida que las ciudades se expandieron, también lo hizo la necesidad de contar con sistemas de tratamiento más eficientes debido a la limitación de terrenos disponibles para métodos tradicionales, como la irrigación y la filtración intermitente (Metcalf & Eddy, 2014).

A lo largo del siglo XX, los objetivos del tratamiento de aguas residuales se centraron en la eliminación de materiales sólidos suspendidos, la degradación de compuestos orgánicos biodegradables y la eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, con el paso de las décadas, los enfoques comenzaron a evolucionar hacia un control más específico de los contaminantes que pueden tener efectos a largo plazo en la salud y el medio ambiente. Hoy en día, el tratamiento de aguas residuales no solo busca cumplir con los objetivos iniciales, sino también eliminar contaminantes más complejos y en concentraciones más bajas, como nutrientes y trazas de metales pesados, para reducir su impacto ambiental (Metcalf & Eddy, 2014).

Además de las preocupaciones de salud, las consideraciones ambientales han cobrado importancia. La sostenibilidad ha emergido como un principio central en la gestión de aguas residuales, enfocándose en el uso eficiente de los recursos, la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y el manejo responsable de subproductos y lodos. El objetivo es desarrollar tecnologías que no solo traten las aguas residuales de manera eficaz, sino que también minimicen su impacto en el clima y aprovechen el agua tratada para usos secundarios, como la agricultura y la industria (Metcalf & Eddy, 2014).

El tratamiento de aguas residuales se lleva a cabo mediante una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos, que trabajan juntos para eliminar sólidos en suspensión, materia orgánica, nutrientes, microorganismos patógenos y otros contaminantes tóxicos. Dependiendo del nivel de tratamiento requerido, estos sistemas pueden ser clasificados en primario, secundario o terciario, con etapas adicionales en función de la calidad del agua requerida para su descarga o reutilización (Metcalf & Eddy, 2014). Cada fase del tratamiento está diseñada para abordar tipos específicos de contaminantes, logrando así un agua tratada que cumpla con las normativas ambientales y de salud.

#### 1. Procesos

El tratamiento biológico de aguas residuales: es un proceso que utiliza microorganismos, principalmente bacterias, para descomponer la materia orgánica biodegradable presente en el agua residual. Este tipo de tratamiento pertenece a la fase secundaria del proceso de depuración, ya que transforma los compuestos orgánicos disueltos en productos más simples como dióxido de carbono, agua y lodos. Estos microorganismos, tanto aeróbicos como anaeróbicos, metabolizan la materia orgánica en condiciones controladas, logrando así reducir la carga contaminante del agua (Madigan, 2012).

Existen dos tipos principales de procesos biológicos: aeróbicos y anaeróbicos. En los procesos aeróbicos, los microorganismos necesitan oxígeno para descomponer los compuestos orgánicos, lo que se facilita mediante la inyección de aire en el agua residual por medio de aireadores y difusores. Un ejemplo típico es el sistema de lodos activados, en el que las bacterias descomponen los desechos mientras forman agregados o flóculos que luego se sedimentan. En los procesos anaeróbicos, la descomposición se realiza en ausencia de oxígeno, lo que genera biogás (principalmente metano y dióxido de carbono) como subproducto. Este tipo de tratamiento es útil en la gestión de aguas residuales de alta carga orgánica, como las industriales o agrícolas (Metcalf & Eddy, 2014).

Tratamiento físico de aguas residuales: consiste en la eliminación de contaminantes mediante procesos mecánicos o físicos sin el uso de reacciones químicas o biológicas. Este tipo de tratamiento se aplica principalmente en las primeras fases del proceso, donde se busca remover sólidos grandes y partículas suspendidas del agua residual. Los métodos físicos se enfocan en la

separación de materiales que pueden ser eliminados por simple manipulación mecánica, como la gravedad, la filtración o el Cribaado (Metcalf & Eddy, 2014).

Tratamiento químico de aguas residuales: implica la utilización de reacciones químicas para transformar o eliminar contaminantes disueltos en el agua. Utilizado para la remoción de contaminantes que no pueden ser separados mecánicamente ni degradados biológicamente. Entre los procesos químicos más comunes se encuentran: coagulación y floculación, precipitación química, desinfección y adsorción. En la Coagulación y Floculación se agregan productos químicos (coagulantes) que neutralizan las cargas de las partículas suspendidas en el agua, haciendo que se agrupen en flóculos más grandes que luego pueden ser eliminados por sedimentación o filtración. La alúmina y los polielectrolitos son ejemplos comunes de coagulantes (Metcalf & Eddy, 2014).

Por otro lado, la precipitación química se utiliza para eliminar contaminantes como los metales pesados y los fosfatos. Mediante la adición de productos químicos específicos, se provoca la formación de compuestos insolubles que precipitan y pueden ser eliminados mediante filtración o sedimentación. En el caso de la desinfección, esta se utiliza para eliminar patógenos como bacterias y virus, se utilizan agentes desinfectantes como el hipoclorito, el ozono o la radiación ultravioleta. Finalmente, en la adsorción, se aprovechan materiales como el carbón activado, se remueven compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos que no han sido eliminados en las etapas previas (Metcalf & Eddy, 2014).

Estos procesos pueden ser utilizados de manera individual o en combinación, dependiendo de las características del agua residual y los objetivos del tratamiento. (Metcalf & Eddy, 2014; MIT OpenCourseWare, 2024).

## 2. Niveles

Preliminar: En esta etapa, se eliminan los sólidos más grandes como trapos, palos, y arenas que pueden causar problemas de operación en los sistemas de tratamiento. Esto se hace mediante procesos como Cribaado y eliminación de sólidos flotantes. No afecta la carga orgánica o disuelta del agua, pero prepara el agua para el tratamiento posterior (Metcalf & Eddy, 2014).

Primario: Esta fase elimina una parte de los sólidos suspendidos y la materia orgánica del agua mediante la sedimentación, donde los sólidos se asientan en el fondo del tanque y se separan

del agua. Este proceso es principalmente físico y no involucra reacciones químicas significativas (Metcalf & Eddy, 2014).

Primario avanzado: Mejora la eliminación de sólidos y materia orgánica con la ayuda de aditivos químicos o filtración. Este nivel es una extensión del tratamiento primario que ayuda a reducir aún más la carga de contaminantes antes del tratamiento secundario (Metcalf & Eddy, 2014).

Secundario: Se basa en la eliminación de materia orgánica biodegradable a través de procesos biológicos, donde los microorganismos descomponen la materia orgánica disuelta y en suspensión. Además, se suele incluir la desinfección, un proceso que elimina organismos patógenos y garantiza que el agua tratada sea segura (Metcalf & Eddy, 2014).

Secundario con eliminación de nutrientes: Este nivel incluye la remoción de nutrientes como nitrógeno y fósforo, además de los sólidos y la materia orgánica biodegradable. Esto es importante para evitar problemas de eutrofización en cuerpos de agua receptores (Metcalf & Eddy, 2014).

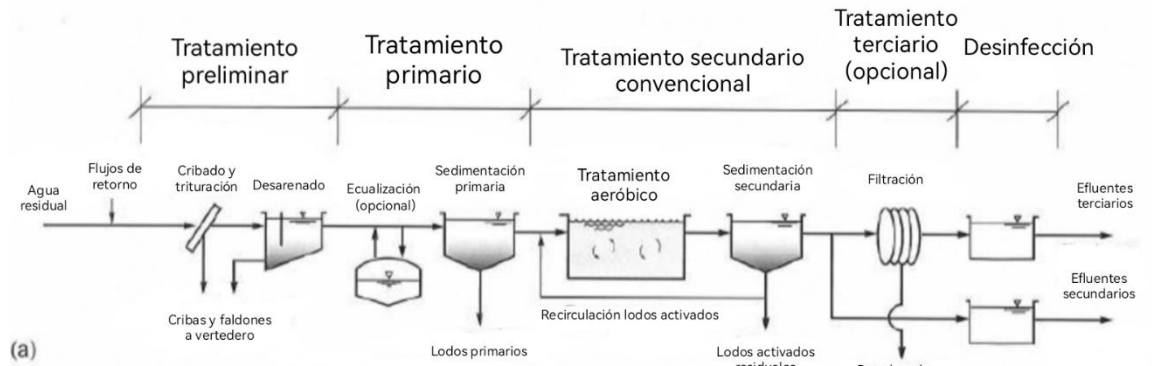
Terciario: En esta etapa, se eliminan los sólidos suspendidos residuales y los nutrientes que no fueron eliminados en el tratamiento secundario. Se utilizan procesos avanzados como filtros de grano fino o microfiltros, y también se incluye la desinfección para cumplir con normas estrictas de reutilización del agua (Metcalf & Eddy, 2014).

Avanzado: Este nivel final implica la remoción de materiales disueltos y en suspensión restantes después del tratamiento biológico. Es crucial cuando se requiere una calidad del agua extremadamente alta, especialmente para su reutilización en aplicaciones sensibles como la industria o el riego de cultivos (Metcalf & Eddy, 2014).

### 3. Diagrama de proceso típicos

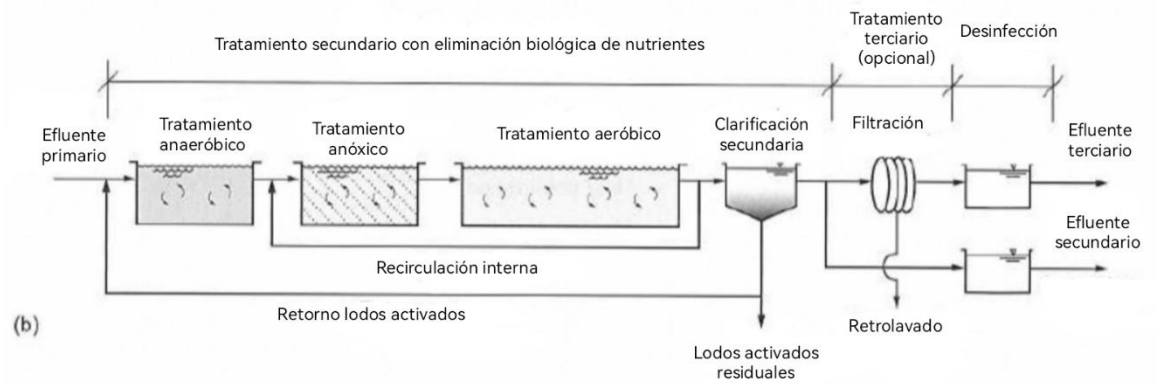
A continuación, se muestran procesos de tratamiento comunes:

Figura 1. Tratamiento biológico convencional



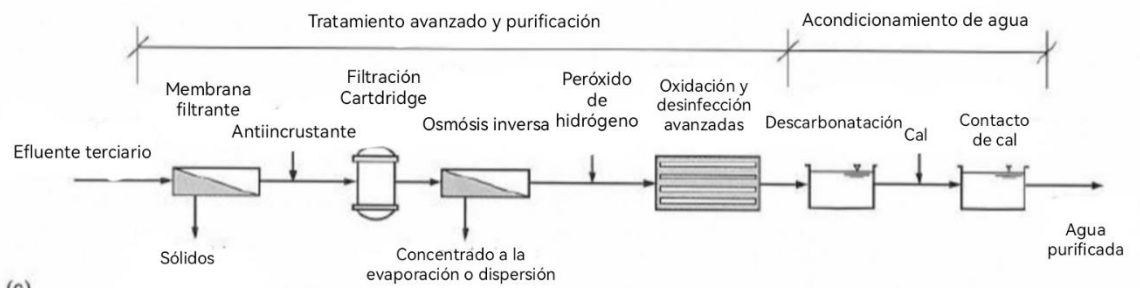
(Metcalf & Eddy, 2014)

Figura 2. Remoción biológica de nutrientes



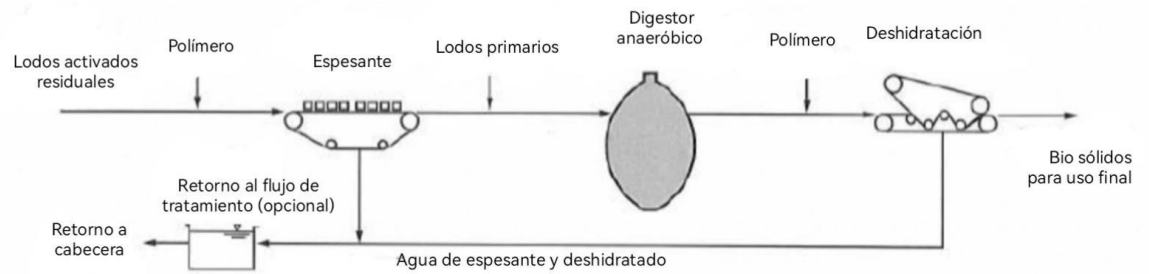
(Metcalf & Eddy, 2014)

Figura 3. Tratamiento avanzado posterior a tratamiento convencional o tratamiento de remoción de nutrientes



(Metcalf & Eddy, 2014)

Figura 4. Tratamiento anaeróbico de lodos de sedimentación primaria y exceso de lodos



(Metcalf & Eddy, 2014)

### C. Tipos de sistemas de tratamiento biológico

#### 1. Aerobio

Los procesos aerobios en el tratamiento de aguas residuales son ampliamente utilizados para la eliminación de materia orgánica y nutrientes en presencia de oxígeno. Son ideales para aguas residuales con cargas orgánicas moderadas a bajas, como las provenientes de usos municipales o industriales ligeros. A diferencia de los procesos anaerobios, los sistemas aerobios no generan biogás, pero son muy eficientes en la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la eliminación de contaminantes en tiempos relativamente cortos (Park & Kim, 2018).

La degradación aerobia se lleva a cabo mediante una serie de etapas que inician con la oxidación de la materia orgánica. En esta fase, los microorganismos aerobios utilizan oxígeno para descomponer la materia orgánica en compuestos más simples, como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ) y biomasa microbiana. Este proceso genera energía que los microorganismos emplean para su crecimiento y reproducción, lo que resulta en la formación de más biomasa que posteriormente debe ser gestionada (Rodríguez, et al., 2021).

A continuación, en los sistemas que buscan la eliminación de nitrógeno, se realiza la nitrificación, una secuencia en dos pasos en la que el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) es oxidado primero a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) por bacterias del género *Nitrosomonas*, y luego a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por bacterias del género *Nitrobacter*. Este proceso de nitrificación es esencial para evitar la toxicidad del amonio y para

preparar el nitrógeno para su eliminación en etapas posteriores, como la desnitrificación en sistemas combinados (Rodríguez, et al., 2021).

En algunos sistemas, se complementa con la asimilación de nutrientes, donde los microorganismos utilizan compuestos como el nitrógeno y el fósforo para la síntesis de proteínas y otras biomoléculas esenciales para su metabolismo. Este proceso contribuye a la eliminación de nutrientes del efluente, mejorando la calidad del agua tratada (Wang, et al., 2018).

Para garantizar la eficiencia de los procesos aerobios, es crucial mantener condiciones operativas específicas, como un suministro constante de oxígeno, un pH óptimo (entre 6.5 y 8.5), y una temperatura que favorezca la actividad biológica (20-35°C). La aireación se realiza mediante aireadores mecánicos o difusores, lo que representa uno de los costos operativos más elevados en este tipo de sistemas. La gestión de los lodos generados también es un aspecto importante, ya que la mayor tasa de crecimiento de los microorganismos en condiciones aerobias resulta en una producción significativa de lodos que requieren estabilización y disposición adecuada (Wang, et al., 2018).

## 2. Anaerobio

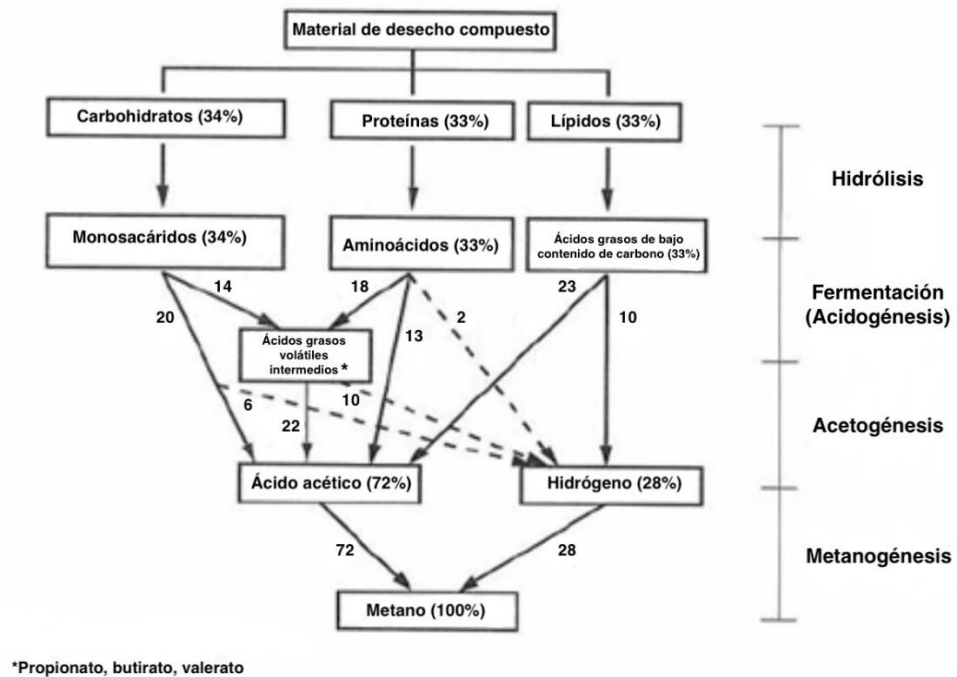
Los procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales se destacan por su capacidad para degradar la materia orgánica en ausencia de oxígeno, lo cual los convierte en una opción adecuada para manejar aguas residuales con alta carga orgánica, como las provenientes de la industria alimentaria y agropecuaria. Estos procesos producen biogás, una mezcla de metano y dióxido de carbono, que puede aprovecharse como fuente de energía renovable, mejorando así la sostenibilidad del tratamiento (Xue et al., 2022).

La degradación anaerobia sigue una secuencia de etapas fundamentales, comenzando con la hidrólisis. En esta fase inicial, las moléculas complejas presentes en las aguas residuales, como los carbohidratos, lípidos y proteínas, son descompuestas en unidades más simples, como monosacáridos, ácidos grasos y aminoácidos. Esta transformación es esencial, ya que solo las moléculas más pequeñas pueden ser metabolizadas por los microorganismos anaerobios en las siguientes etapas del proceso (Xue et al., 2022).

La siguiente fase es la fermentación o acidogénesis, donde los productos de la hidrólisis se convierten en ácidos grasos volátiles (AGV), principalmente ácido acético, así como en gases como el hidrógeno. La acidogénesis genera productos que son utilizados por las bacterias en la etapa de acetogénesis, donde los AGV más largos se transforman en ácido acético y otros compuestos intermedios. Esta conversión es crucial para preparar los compuestos que serán utilizados en la metanogénesis, la fase final del proceso (Yilmaz, 2022).

En la metanogénesis, el ácido acético y el hidrógeno se convierten en metano y dióxido de carbono, gracias a la acción de las arqueas metanogénicas. Este paso es esencial para la producción de biogás, que no solo reduce la cantidad de materia orgánica en el efluente, sino que también proporciona una fuente de energía aprovechable. Sin embargo, para asegurar la eficiencia del proceso, es necesario mantener condiciones operativas específicas, como un tiempo de retención adecuado, un pH cercano a la neutralidad (entre 6.8 y 7.2), y una temperatura controlada. Los procesos de digestión mesofílica (30-35°C) y termofílica (50-60°C) son los más comunes, ya que cada rango tiene implicaciones sobre la tasa de degradación y la calidad del biogás producido (Metcalf & Eddy, 2014).

Figura 5. Etapas involucradas en el proceso de oxidación anaeróbica global



(Metcalf & Eddy, 2014)

## D. Principios fundamentales del Tratamiento Biológico

### 1. Microorganismos

En el tratamiento biológico de aguas residuales, los microorganismos son aprovechados para la degradación de la materia orgánica y la eliminación de otros contaminantes. Estos organismos, principalmente bacterias, realizan procesos metabólicos que permiten la conversión de la materia orgánica disuelta y en partículas en productos finales más simples, como dióxido de carbono, agua, y biomasa. El papel que desempeñan los microorganismos se basa en su capacidad para catalizar reacciones bioquímicas específicas que eliminan tanto contaminantes orgánicos como inorgánicos del agua residual (Zeng, et al., 2014).

Los microorganismos utilizados en el tratamiento biológico se clasifican según su fuente de carbono, donador de electrones y productos resultantes de su metabolismo. En la tabla proporcionada se destacan los principales tipos de bacterias involucradas en estos procesos:

Bacterias aeróbicas heterotróficas: Estas bacterias oxidan compuestos orgánicos utilizando oxígeno molecular como aceptor de electrones. El proceso principal en el que participan es la oxidación aeróbica, donde la materia orgánica se convierte en dióxido de carbono y agua. Este tipo de microorganismo es ampliamente utilizado en sistemas de lodos activados y otros tratamientos aeróbicos debido a su eficacia para reducir la demanda biológica de oxígeno (DBO) (Zhai, et al., 2023).

Bacterias aeróbicas autotróficas: Participan en procesos como la nitrificación, que es crucial para la eliminación de nitrógeno en el tratamiento de aguas residuales. Estas bacterias oxidan el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y luego a nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), utilizando dióxido de carbono como fuente de carbono y oxígeno como aceptor de electrones (Zhai, et al., 2023).

Bacterias anaeróbicas heterotróficas: En ausencia de oxígeno, estas bacterias llevan a cabo procesos de fermentación ácida y metanogénesis, donde la materia orgánica es degradada en ácidos grasos volátiles y luego convertida en metano y dióxido de carbono. Estos procesos son fundamentales en sistemas anaeróbicos, como los digestores de lodos, donde se produce biogás como subproducto (Zhai, et al., 2023).

Bacterias facultativas: Son capaces de adaptarse tanto a condiciones aeróbicas como anóxicas. En condiciones de ausencia de oxígeno, realizan la desnitrificación, un proceso en el cual

los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) se reducen a nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ), contribuyendo así a la eliminación del nitrógeno del agua residual (Zhai, et al., 2023).

Bacterias anaeróbicas autotróficas: Un ejemplo de estas bacterias es el grupo Anammox, que participa en la eliminación de amonio en condiciones anaeróbicas mediante la oxidación de amonio para producir nitrógeno gaseoso, sin necesidad de oxígeno. Este proceso es eficiente en la reducción de nitrógeno con menor consumo de energía en comparación con la nitrificación tradicional (Zhai, et al., 2023).

Además de degradar la materia orgánica, los microorganismos son herramientas útiles en la eliminación de nutrientes como nitrógeno y fósforo. Los procesos de nitrificación y desnitrificación gestionan el ciclo del nitrógeno, mientras que la eliminación biológica del fósforo se logra mediante el crecimiento de bacterias capaces de almacenar fosfato en forma de polifosfatos intracelulares. Estos mecanismos biológicos permiten reducir la concentración de nutrientes en el efluente, minimizando así los riesgos de eutrofización en cuerpos de agua receptores (Zhu, et al., 2015).

El rendimiento de los microorganismos en el tratamiento biológico depende de factores como la concentración de oxígeno (en sistemas aeróbicos), la disponibilidad de nutrientes, la temperatura, y el tiempo de retención hidráulico, que influye en el tiempo de contacto entre los microorganismos y la materia orgánica. El mantenimiento adecuado de estas condiciones es crucial para aumentar la remoción de contaminantes de los procesos biológicos.

## 2. Nutrientes y desarrollo de biomasa

Para el desarrollo de los microorganismos, son necesarios nutrientes inorgánicos como nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca), hierro (Fe), y varios oligoelementos (Zn, Mn, Mo, Se, Co, Cu, Ni). Estos nutrientes son fundamentales para la síntesis de compuestos celulares y el metabolismo. Además, se requieren nutrientes orgánicos específicos conocidos como factores de crecimiento, que incluyen aminoácidos, bases nitrogenadas (purinas y pirimidinas) y vitaminas, que no pueden ser sintetizados a partir de otras fuentes de carbono (Madigan et al., 2012).

En aguas residuales municipales, normalmente se encuentran nutrientes suficientes para sustentar el crecimiento microbiano. Sin embargo, en aguas residuales industriales, puede ser necesario agregar nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, para mantener la actividad biológica en los procesos de tratamiento (Metcalf & Eddy, 2014).

Con respecto a las fuentes de carbono, los microorganismos obtienen el carbono para el crecimiento celular de compuestos orgánicos o del dióxido de carbono. Aquellos que utilizan carbono orgánico son llamados heterótrofos, mientras que los que derivan el carbono del dióxido de carbono son conocidos como autótrofos. La conversión de dióxido de carbono a compuestos celulares implica un proceso anabólico que requiere un aporte neto de energía, lo que generalmente resulta en rendimientos de biomasa más bajos en los organismos autótrofos en comparación con los heterótrofos (Metcalf & Eddy, 2014).

La energía necesaria para la síntesis celular proviene de la luz o de reacciones de oxidación química. Los organismos que pueden utilizar la luz como fuente de energía se denominan fotótrofos (pueden ser heterótrofos o autótrofos, como las bacterias fotosintéticas). Por otro lado, los organismos que obtienen su energía de reacciones químicas son llamados quimiótrofos. Estos pueden ser quimioautótrofos, que obtienen energía de la oxidación de compuestos inorgánicos como el amonio y el hierro, o quimioheterótrofos, que derivan su energía de la oxidación de compuestos orgánicos (Metcalf & Eddy, 2014).

Para asegurar un tratamiento biológico eficiente, es crucial mantener un balance adecuado de nutrientes. Por ejemplo, para la producción de 100 g de biomasa celular, se necesitan aproximadamente 12.2 g de nitrógeno y 2.3 g de fósforo. La falta de cualquiera de estos nutrientes puede limitar la eficiencia del tratamiento biológico, ya que la insuficiencia de nitrógeno o fósforo puede frenar el crecimiento y la actividad de los microorganismos, afectando la capacidad del sistema para degradar la materia orgánica y eliminar contaminantes (Metcalf & Eddy, 2014).

### 3. Lodos

Los lodos generados en los tratamientos biológicos de aguas residuales son inevitables debido a la naturaleza del proceso de degradación de la materia orgánica. Durante la eliminación de contaminantes orgánicos, los microorganismos crecen y se reproducen, lo que da lugar a la formación de biomasa adicional que se agrega al lodo. Además, los materiales orgánicos no

completamente degradados y los sólidos en suspensión que ingresan al sistema contribuyen a la acumulación de lodo (Metcalf & Eddy, 2014).

Los lodos están compuestos principalmente por biomasa microbiana, que incluye bacterias y otros microorganismos, materiales orgánicos no biodegradables y minerales. También contienen polímeros extracelulares producidos por las bacterias, que ayudan a formar flóculos al agrupar las partículas finas presentes en el agua residual. Estos flóculos son cruciales para el proceso de sedimentación, permitiendo que los lodos se separen del agua tratada en los tanques de sedimentación secundarios o clarificadores (Metcalf & Eddy, 2014).

El manejo de los lodos generados es un aspecto crucial del tratamiento biológico debido a su volumen y las implicaciones ambientales de su disposición. Los lodos se clasifican en lodos primarios (sólidos sedimentados en la etapa primaria) y lodos secundarios (biomasa generada en los procesos biológicos). Para su manejo, los lodos se someten a procesos de digestión anaeróbica, deshidratación, y en algunos casos, compostaje, para reducir su volumen y estabilizar los materiales orgánicos. Además, los lodos pueden ser tratados para recuperar energía en forma de biogás durante la digestión anaeróbica (Metcalf & Eddy, 2014).

Los lodos generados en las plantas de tratamiento contienen una gran cantidad de agua, típicamente entre el 95% y el 99% en peso. Esta alta proporción de agua se debe a que los flóculos de lodo, formados por microorganismos y partículas atrapadas, retienen agua tanto dentro de su estructura como en los espacios intersticiales. La eliminación de este exceso de agua es un paso crucial en el manejo de los lodos, ya que reduce significativamente el volumen que debe ser transportado y tratado, facilitando su disposición final (Metcalf & Eddy, 2014).

El manejo de los lodos involucra varias etapas de procesamiento para reducir su volumen y estabilizar la materia orgánica. Los procesos comunes incluyen la digestión anaeróbica, que degrada la materia orgánica residual para producir biogás, y la deshidratación, que elimina el agua retenida utilizando equipos como filtros prensa y centrífugas. En algunos casos, los lodos son sometidos a estabilización química o térmica para reducir la presencia de patógenos y facilitar su uso en aplicaciones como la agricultura, siempre y cuando se cumplan con los requisitos de seguridad y calidad establecidos por las normativas (Metcalf & Eddy, 2014).

El manejo de los lodos presenta desafíos significativos debido a la gran cantidad generada y la necesidad de minimizar su impacto ambiental. Sin embargo, también existen oportunidades para la recuperación de recursos, ya que los lodos pueden ser una fuente valiosa de energía (biogás) y nutrientes. La correcta gestión implica estrategias integradas que no solo se enfoquen en la reducción de volumen, sino también en el aprovechamiento de los subproductos generados durante el tratamiento (Metcalf & Eddy, 2014).

#### 4. Gases

En el tratamiento de aguas residuales, los gases son subproductos que surgen tanto de la exposición al aire como de la descomposición de la materia orgánica en el agua. Entre los gases más comunes en aguas residuales no tratadas se encuentran el nitrógeno ( $N_2$ ), oxígeno ( $O_2$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ), sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ), amoníaco ( $NH_3$ ) y metano ( $CH_4$ ). Mientras que los primeros tres son gases atmosféricos que se encuentran en casi todos los cuerpos de agua expuestos al aire, los otros resultan de la descomposición de la materia orgánica y pueden tener implicaciones significativas en la seguridad y salud durante el tratamiento de aguas residuales (Metcalf & Eddy, 2014).

El metano es uno de los principales subproductos del proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica en las aguas residuales. Es un hidrocarburo incoloro, inodoro y altamente combustible, con un alto valor energético, lo que lo convierte en un recurso valioso para la generación de energía en plantas de tratamiento de aguas residuales que implementan digestión anaeróbica. Sin embargo, no suele estar presente en grandes cantidades en aguas residuales no tratadas, ya que incluso pequeñas concentraciones de oxígeno pueden inhibir la producción de metano. Cuando se acumula en depósitos anaeróbicos en el fondo, el metano puede generarse, lo que representa un riesgo de explosión si no se gestionan adecuadamente las áreas donde podría concentrarse (Zhu, et al., 2015).

Por otro lado, el sulfuro de hidrógeno se forma durante la descomposición anaeróbica de compuestos orgánicos que contienen azufre. Este gas es conocido por su olor desagradable y puede ser tóxico a altas concentraciones, además de ser corrosivo para los equipos de tratamiento. El Amoníaco aunque generalmente se encuentra en forma de ion amonio ( $NH_4^+$ ) en soluciones acuosas, puede liberarse como gas en ciertas condiciones de pH elevado. Es importante controlarlo debido a su potencial para afectar la calidad del aire y la salud de los trabajadores. El Dióxido de

Carbono es un subproducto común tanto de los procesos aeróbicos como anaeróbicos de degradación orgánica y es menos peligroso en comparación con otros gases, aunque puede contribuir a la acidificación del agua tratada (Zeng, et al., 2014).

## 5. Tiempo de retención

El tiempo de retención es un parámetro que determina el tiempo que el agua permanece en el sistema de tratamiento, lo cual afecta la eficiencia de los procesos de degradación de la materia orgánica y la eliminación de nutrientes. En términos generales, el tiempo de retención se refiere tanto al tiempo de retención hidráulico (TRH), que es el tiempo promedio que el agua residual pasa en un tanque, como al tiempo de retención celular (TRC), que mide el tiempo promedio que los microorganismos permanecen en el sistema (Metcalf & Eddy, 2014).

En los procesos de tratamiento biológico aeróbico, como los lodos activados, un tiempo de retención hidráulico adecuado asegura que los microorganismos tengan suficiente tiempo para degradar la materia orgánica disuelta en el agua residual. Si el TRH es demasiado corto, los microorganismos no podrán degradar completamente los contaminantes, lo que resultará en una menor calidad del efluente. Por el contrario, un TRH más largo mejora la eficiencia del tratamiento, pero también puede aumentar los costos operativos debido a la necesidad de tanques más grandes o mayor energía para aireación (Morales & Lorenzo, 2018).

En sistemas anaeróbicos, como los digestores de lodos, el tiempo de retención es crucial para permitir la completa digestión de la materia orgánica y la producción de biogás. Un tiempo de retención insuficiente puede resultar en la acumulación de ácidos volátiles y una baja producción de biogás, lo que compromete la estabilidad del proceso. Por lo general, los sistemas anaeróbicos requieren tiempos de retención más largos que los aeróbicos, debido a la tasa más lenta de crecimiento y actividad de los microorganismos en condiciones sin oxígeno (Morales & Lorenzo, 2018).

El tiempo de retención también se ve afectado por factores como la carga de materia orgánica, la temperatura y el tipo de sistema de tratamiento. Por ejemplo, en climas fríos, los tiempos de retención pueden necesitar ser aumentados para compensar la menor actividad biológica. Además, en tratamientos biológicos donde se busca la eliminación de nutrientes específicos, como el nitrógeno y el fósforo, el tiempo de retención debe ser suficiente para permitir

la nitrificación, desnitrificación y otras reacciones biológicas necesarias para la remoción de nutrientes (Metcalf & Eddy, 2014).

## 6. Factores de operación

La temperatura es uno de los factores más importantes, ya que afecta directamente la actividad metabólica de los microorganismos. Las temperaturas óptimas para la actividad bacteriana se sitúan en el rango de 25 a 35°C, lo que favorece tanto la digestión aeróbica como la nitrificación. Cuando la temperatura supera los 50°C, estos procesos se detienen debido a la inhibición de la actividad microbiana. De manera similar, a temperaturas por debajo de los 15°C, las bacterias metanogénicas se vuelven inactivas, y las bacterias nitrificantes cesan prácticamente su función a aproximadamente 5°C. Por debajo de los 2°C, incluso las bacterias quimioheterotróficas se vuelven esencialmente inactivas (Metcalf & Eddy, 2014).

Para procesos aeróbicos, el oxígeno disuelto es fundamental, ya que es necesario para la respiración celular de los microorganismos. Un nivel insuficiente de oxígeno puede limitar la actividad metabólica, mientras que niveles excesivamente altos pueden aumentar los costos operativos sin mejorar significativamente el rendimiento del tratamiento. El control del oxígeno disuelto se realiza mediante la aireación, que puede ajustarse según las necesidades específicas del proceso (Metcalf & Eddy, 2014).

El pH afecta la actividad enzimática de los microorganismos y debe mantenerse dentro de un rango óptimo, generalmente entre 6.5 y 8.5 para la mayoría de los procesos biológicos. La alcalinidad también es importante, especialmente en la nitrificación, ya que el proceso genera ácido y puede disminuir el pH, afectando negativamente la eficiencia del sistema (Metcalf & Eddy, 2014).

## E. Nitrógeno en aguas residuales

### 1. Impacto ambiental del nitrógeno

El nitrógeno presente en cuerpos de agua tiene un impacto ambiental significativo, generando varios problemas que afectan la calidad del agua y la salud de los ecosistemas acuáticos. Uno de los principales efectos es el aumento de la acidez, ya que los procesos de nitrificación, en los que el amonio se oxida a nitratos, consumen alcalinidad y disminuyen el pH del agua, alterando la estabilidad química del ecosistema. Además, la eutrofización es un problema grave asociado a la contaminación por nitrógeno; cuando hay un exceso de nitratos y amonio en el agua, se favorece el

crecimiento desmedido de algas y cianobacterias, lo que disminuye la penetración de la luz y reduce el oxígeno disuelto. Esto puede causar la muerte de peces y otros organismos, y la descomposición de las algas consume aún más oxígeno, generando condiciones de hipoxia o anoxia. Por otro lado, el nitrógeno en sus formas inorgánicas, como el amonio no ionizado ( $\text{NH}_3$ ) y el nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), presenta toxicidad para la vida acuática. El amonio no ionizado puede afectar las branquias de los peces, mientras que el nitrito interfiere con la capacidad de transporte de oxígeno en la sangre, lo que provoca efectos adversos en la salud de los organismos acuáticos (Yadav, 2022).

## 2. Fuentes de nitrógeno

Las fuentes principales de compuestos de nitrógeno incluyen tanto los compuestos nitrogenados de origen vegetal y animal como el nitrato de sodio y el nitrógeno atmosférico. Los compuestos provenientes de plantas y animales se generan a partir de la descomposición de materiales orgánicos. El nitrato de sodio, por otro lado, se encuentra principalmente en depósitos minerales en regiones específicas, como Chile, y en el guano de aves marinas. Además, una fuente significativa de nitrógeno es la atmósfera, donde se presenta en su forma molecular ( $\text{N}_2$ ). La fijación de nitrógeno, un proceso biológico, transforma este nitrógeno atmosférico en formas más reactivas y accesibles para los organismos, lo que contribuye a la incorporación de nitrógeno en el suelo y aguas subterráneas (Metcalf & Eddy, 2014).

## 3. Formas de nitrógeno

El nitrógeno en el ambiente acuático puede presentarse en varias formas con diferentes estados de oxidación, lo que afecta su comportamiento y reactividad. Las formas más comunes e importantes en aguas residuales son el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), el gas nitrógeno ( $\text{N}_2$ ), el nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y el nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). La conversión entre estas especies depende de las condiciones ambientales, como la presencia de oxígeno, y de la actividad microbiana, lo que determina si ocurren procesos de nitrificación, desnitrificación u otros (Hu, 2021).

El amoníaco y el ion amonio son formas reducidas del nitrógeno, comúnmente presentes en condiciones anaerobias o de baja oxigenación. El gas nitrógeno ( $\text{N}_2$ ) aparece en su forma molecular en procesos de desnitrificación, donde se reduce el nitrato o nitrito. Los nitritos y nitratos, que son especies oxidadas, se forman en ambientes aeróbicos a través de la nitrificación. Estas transiciones son clave en el tratamiento de aguas residuales para reducir los niveles de compuestos nitrogenados y minimizar su impacto ambiental (Addo & Owusu, 2018).

#### 4. Dificultad de remoción de especies nitrogenadas

La remoción de especies nitrogenadas en el tratamiento de aguas residuales representa un desafío significativo debido a la diversidad de formas en las que el nitrógeno puede estar presente y las condiciones específicas necesarias para su transformación y eliminación. En las aguas residuales, el nitrógeno se encuentra principalmente en forma de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitrógeno orgánico, lo cual implica la necesidad de etapas de tratamiento bien controladas para convertir estas especies en nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ), que puede ser liberado a la atmósfera. La dificultad radica en la integración de procesos biológicos aerobios y anaerobios que requieren condiciones ambientales precisas para ser efectivos (Chapra & Vicent, 2008).

Uno de los principales desafíos en la remoción de nitrógeno es la variabilidad en las formas nitrogenadas y la necesidad de convertirlas en nitrógeno molecular a través de procesos biológicos complejos como la nitrificación y la desnitrificación. La nitrificación es un proceso aerobio que involucra la oxidación del amonio a nitrato en dos etapas, realizado por bacterias nitrificantes, como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Este proceso requiere condiciones operativas estrictas, incluyendo altas concentraciones de oxígeno disuelto (superiores a 2 mg/L), un pH controlado entre 7,5 y 8,5, y temperaturas moderadas para mantener la eficiencia. Sin embargo, la nitrificación puede verse afectada negativamente en condiciones de baja temperatura o en presencia de inhibidores, lo que limita su efectividad (Chapra & Vicent, 2008).

Por otro lado, la desnitrificación es un proceso anóxico que convierte los nitratos en nitrógeno gaseoso bajo condiciones sin oxígeno disuelto, utilizando una fuente de carbono como donador de electrones. La presencia de materia orgánica adecuada y la ausencia de oxígeno son esenciales para que la desnitrificación se lleve a cabo de manera eficiente. Sin embargo, la disponibilidad de una fuente de carbono suficiente puede limitar la velocidad del proceso y, por ende, la eficacia de la remoción de nitrógeno. Ambos procesos requieren un control cuidadoso de las condiciones operativas y presentan dificultades debido a las variaciones en la carga de nitrógeno en las aguas residuales (Croué, et al., 2007).

Además de los requerimientos específicos de nitrificación y desnitrificación, los sistemas biológicos para la remoción de nitrógeno demandan tiempos de retención elevados para permitir la conversión completa de las especies nitrogenadas. Esto implica la necesidad de grandes volúmenes

de reactor, lo cual puede incrementar los costos asociados al espacio y la infraestructura requerida. Asimismo, la presencia de compuestos tóxicos o inhibidores, como ciertos metales pesados, puede afectar negativamente el crecimiento y la actividad de las bacterias responsables de estos procesos, reduciendo la eficiencia del tratamiento (Croué, et al., 2007).

En cuanto a las estrategias de tratamiento, los sistemas aerobios son adecuados para la conversión inicial del nitrógeno amoniacal a nitrato, pero no completan la eliminación del nitrógeno, ya que los nitratos generados deben ser eliminados en una etapa de tratamiento anóxico posterior. Por su parte, los tratamientos anaerobios, como la desnitrificación, son esenciales para la conversión final de los nitratos en nitrógeno molecular, completando así el ciclo de remoción de nitrógeno. Sin embargo, los tratamientos anaerobios requieren una gestión adecuada de las condiciones anóxicas y la disponibilidad de sustratos para asegurar su efectividad (Han, et al., 2017).

#### F. Metabolismo del nitrógeno

Para hablar del metabolismo del nitrógeno en el contexto del tratamiento de aguas residuales, es fundamental entender los procesos biológicos que transforman las diferentes formas de nitrógeno presentes en el agua. El nitrógeno en las aguas residuales frescas se encuentra principalmente combinado en forma de materia proteica y urea. A medida que ocurre la descomposición por acción bacteriana, la materia orgánica se convierte en amonio, lo que indica el inicio del tratamiento del agua residual (Metcalf & Eddy, 2014).

En ambientes aeróbicos, las bacterias oxidan el amonio a nitritos y luego a nitratos. Esta transformación es esencial, ya que la presencia de nitratos en las aguas residuales estabilizadas sugiere que se ha reducido la demanda de oxígeno del efluente. Sin embargo, los nitratos, al ser nutrientes, pueden ser utilizados por plantas y animales para la formación de proteínas. Este uso del nitrato, seguido por la muerte y descomposición de la biomasa vegetal y animal, puede volver a liberar amonio, reiniciando el ciclo. Por lo tanto, es crucial controlar la cantidad de nitrógeno en los efluentes para evitar la proliferación indeseada de algas y otras plantas acuáticas (Metcalf & Eddy, 2014).

El metabolismo del nitrógeno en los tratamientos biológicos involucra procesos como la amonificación, nitrificación y desnitrificación. La nitrificación es la conversión biológica del

amonio a nitrato en dos etapas mediadas por diferentes grupos de bacterias: las bacterias nitrificantes (como *Nitrosomonas* para el nitrito y *Nitrobacter* para el nitrato). Por otro lado, la desnitrificación, que ocurre en condiciones anaerobias, convierte el nitrato en gas nitrógeno, completando así el ciclo del nitrógeno y eliminando el nitrógeno del agua en forma gaseosa (Metcalf & Eddy, 2014).

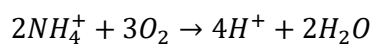
La oxidación biológica del nitrógeno inorgánico, como el amonio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) y el nitrito ( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ), es un proceso esencial en el tratamiento de aguas residuales para mejorar la calidad del agua. Este proceso aborda tres preocupaciones principales: el impacto del amonio en la toxicidad de peces y la concentración de oxígeno disuelto, la necesidad de controlar la eutrofización, y la regulación de nitrógeno para la recarga de aguas subterráneas. Los límites actuales para el nitrato en el agua potable son 45 mg/L como nitrato o 10 mg/L como nitrógeno (Metcalf & Eddy, 2014).

La nitrificación: es un proceso biológico de dos etapas en el que las bacterias autótrofas oxidan primero el amonio a nitrito y luego el nitrito a nitrato. La primera etapa es llevada a cabo principalmente por bacterias como *Nitrosomonas*, mientras que la segunda es realizada por bacterias como *Nitrobacter*. La nitritación, una variante de la nitrificación, es la oxidación del amonio solo hasta nitrito, y se emplea en procesos específicos para reducir la necesidad de carbono en la eliminación de nitrógeno (Kanmani & Gandhimathi, 2019).

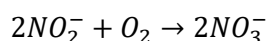
En el contexto del tratamiento de aguas residuales, la nitrificación es un proceso clave en sistemas biológicos de lodo activado y sistemas de película fija en condiciones aeróbicas. Además, se han desarrollado procesos avanzados como el proceso SHARON (Single Reactor System for High Activity Ammonia Removal Over Nitrite) y el proceso ANAMMOX (Anaerobic Ammonia Oxidation), que permiten la eliminación de nitrógeno bajo condiciones especiales (Kanmani & Gandhimathi, 2019).

Desde los estudios iniciales sobre bacterias nitrificantes, se ha identificado la capacidad de las arqueas, como *Candidatus Nitrosopumilus maritimus*, para oxidar amonio en condiciones limitadas de oxígeno disuelto. Esto ha ampliado nuestra comprensión de los microorganismos responsables de la nitrificación en entornos acuáticos y en sistemas de tratamiento de aguas (Kanmani & Gandhimathi, 2019).

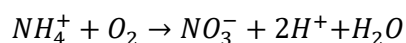
La estequiometría de nitrificación biológica se da como se muestra a continuación:



Por nitrobacterias



Reacción de oxidación completa

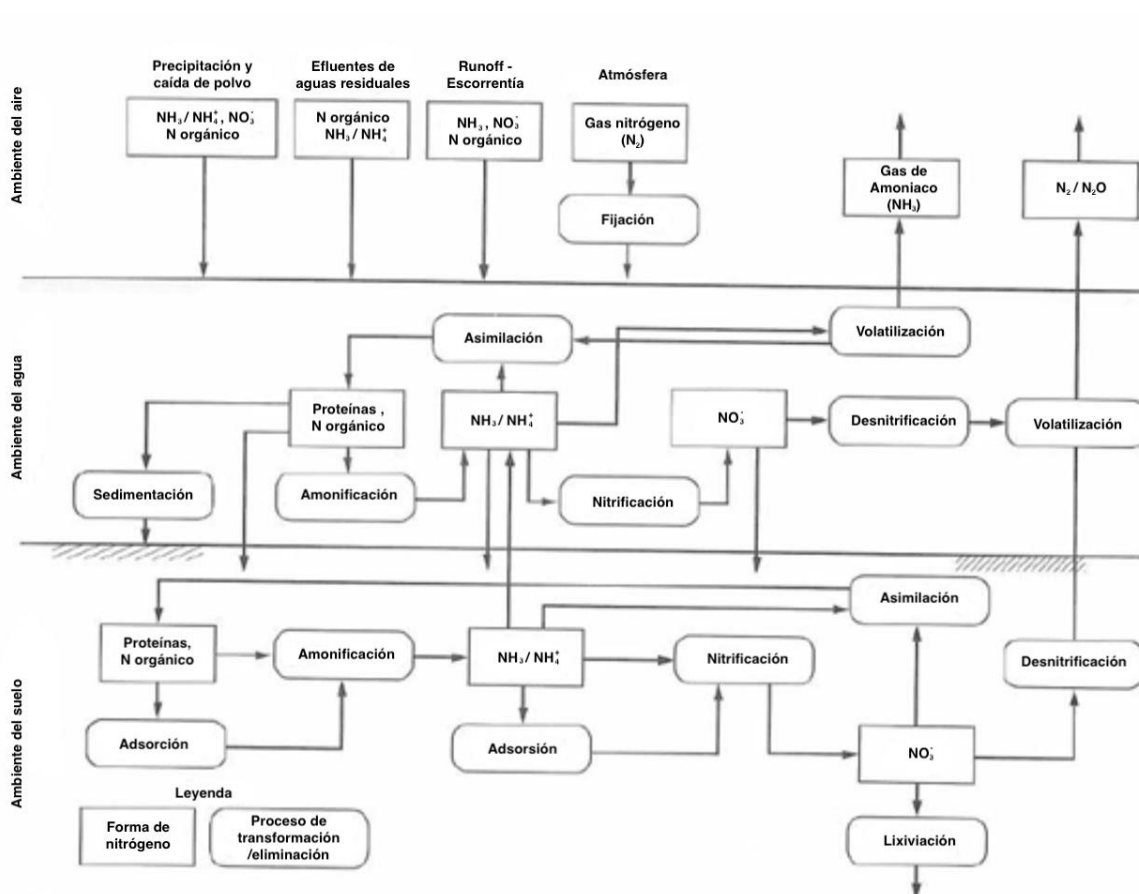


La desnitrificación: es un proceso biológico mediante el cual el nitrógeno en forma de nitrato ( $NO_3^-$ ) es reducido a formas gaseosas de nitrógeno, típicamente nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ), que luego es liberado a la atmósfera. Este proceso es realizado por bacterias heterótrofas facultativas en condiciones anóxicas, es decir, en ausencia de oxígeno molecular disuelto. En lugar de utilizar oxígeno como aceptor final de electrones en su metabolismo, las bacterias usan el nitrato o el nitrito ( $NO_2^-$ ) para llevar a cabo la respiración celular (Morales & Lorenzo, 2018).

El proceso de desnitrificación consta de varios pasos secuenciales en los cuales el nitrato se reduce progresivamente: primero a nitrito, luego a óxido nítrico (NO), después a óxido nitroso ( $N_2O$ ) y finalmente a nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ). Esta secuencia es catalizada por diferentes enzimas, y la eficiencia de la desnitrificación depende de factores como la disponibilidad de una fuente de carbono orgánico (como donador de electrones), la concentración de nitrato, la temperatura y el pH (Morales & Lorenzo, 2018).

En el contexto del tratamiento de aguas residuales, la desnitrificación es crucial para la eliminación del nitrógeno, ya que reduce la concentración de nitratos en el efluente, disminuyendo así el riesgo de eutrofización en cuerpos de agua receptores. El proceso es comúnmente utilizado en combinación con la nitrificación en sistemas de lodos activados y en tratamientos de crecimiento adherido, como biofiltros. La capacidad de las bacterias de cambiar de respiración aeróbica a anóxica según la disponibilidad de oxígeno y nitrato es clave para el funcionamiento de estos sistemas biológicos (Morales & Lorenzo, 2018).

Figura 6. Ciclo del nitrógeno en el ambiente



(Metcalf & Eddy, 2014)

### 1. Estrategias de mejora

Recirculación de lodos: La recirculación de lodos es una estrategia comúnmente utilizada en las plantas de tratamiento de aguas residuales, especialmente en sistemas aerobios, para mejorar la eficiencia del proceso biológico. Consiste en devolver una parte del lodo activado desde el clarificador secundario al reactor biológico principal, lo cual incrementa la concentración de biomasa activa en el sistema. Esta práctica tiene varios beneficios, como aumentar la tasa de eliminación de compuestos contaminantes, estabilizar el proceso y reducir el tiempo de retención de sólidos (SRT), lo que favorece el crecimiento de microorganismos especializados, como las bacterias nitrificantes (IntechOpen, 2024).

En los sistemas de tratamiento aerobio, la recirculación de lodos es crucial para mantener una cantidad adecuada de microorganismos en el reactor. Al incrementar la biomasa disponible, se

mejora la capacidad del sistema para degradar la materia orgánica y realizar procesos específicos, como la nitrificación y la desnitrificación. La recirculación también ayuda a controlar la carga de lodos en el clarificador secundario, evitando problemas de sedimentación y mejorando la calidad del efluente. Además, al ajustar la tasa de recirculación, se pueden optimizar las condiciones del reactor para maximizar la eliminación de contaminantes (IntechOpen, 2024).

Sin embargo, la recirculación de lodos tiene una aplicación limitada en las plantas de tratamiento anaerobias. Esto se debe a que los sistemas anaerobios operan bajo condiciones diferentes, en ausencia de oxígeno, y tienen un metabolismo microbiano mucho más lento en comparación con los sistemas aerobios. En los reactores anaerobios, los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica y la producción de biogás, como las bacterias metanogénicas, tienen una tasa de crecimiento baja y no requieren una alta concentración de biomasa activa en el mismo sentido que los sistemas aerobios. Además, en los sistemas anaerobios, el manejo de los lodos se enfoca más en la estabilización y reducción del volumen de lodo, en lugar de su recirculación para incrementar la actividad biológica (IntechOpen, 2024).

Otra razón por la cual la recirculación de lodos es menos común en sistemas anaerobios es que el retorno continuo de lodo podría llevar a la acumulación de sólidos y afectar la eficiencia del proceso, especialmente en reactores que dependen de la formación de una biopelícula o de la sedimentación de gránulos para mantener la biomasa. En estos casos, la concentración de sólidos en el reactor ya es relativamente alta, y la recirculación no proporciona un beneficio adicional significativo. Por lo tanto, en las plantas anaerobias, las estrategias de manejo de lodos se centran más en la digestión y la deshidratación, optimizando la producción de biogás y minimizando la cantidad de lodos residuales generados.

Modificación de la relación carbono-nitrógeno (C/N): En el tratamiento de aguas residuales, la adición de fuentes externas de carbono es una práctica común para mejorar la eficiencia de la desnitrificación, especialmente cuando la cantidad de carbono orgánico en el agua residual es insuficiente. La desnitrificación es un proceso biológico donde los microorganismos convierten los nitratos y nitritos en nitrógeno gaseoso. Para que este proceso sea efectivo, las bacterias requieren un donador de electrones, que generalmente es una fuente de carbono orgánico. La adición de estas fuentes no solo mejora la eliminación de nitrógeno, sino que también afecta directamente la relación carbono-nitrógeno (C/N) en el sistema. Una relación C/N adecuada es crucial, ya que asegura que

haya suficiente carbono disponible para que las bacterias realicen la desnitrificación sin competir por otros recursos (Addo & Owusu, 2018).

Entre las fuentes de carbono más utilizadas se encuentran el metanol, el etanol, los ácidos grasos volátiles (AGV), el glicerol y la melaza. El metanol es muy popular debido a su disponibilidad y bajo costo. Sin embargo, su manejo presenta riesgos debido a su toxicidad y naturaleza inflamable, lo que requiere precauciones específicas. Además, no todas las bacterias pueden metabolizar el metanol, lo que puede limitar su uso en ciertos sistemas. Por otro lado, el etanol es una fuente de carbono más segura y puede ser utilizada por una mayor variedad de bacterias desnitrificantes, aunque su costo suele ser más elevado.

Los AGV, como el ácido acético y el ácido propiónico, son altamente eficaces para promover la desnitrificación, ya que son compuestos fácilmente biodegradables. Una ventaja importante de los AGV es que pueden ser producidos in situ mediante la digestión anaerobia o la hidrólisis térmica de lodos, lo que reduce los costos y hace el proceso más sostenible. Sin embargo, el control del proceso es necesario para evitar la acumulación excesiva de estos compuestos, lo que podría afectar otros aspectos del tratamiento biológico. El glicerol, como subproducto de la industria del biodiesel, ofrece una opción económica y biodegradable, aunque la presencia de impurezas en el glicerol crudo puede afectar su efectividad (EPA, 2019).

La melaza, un subproducto de la industria azucarera, se destaca por su bajo costo y alta disponibilidad, proporcionando una rica fuente de azúcares fermentables que favorecen la desnitrificación. Sin embargo, la variabilidad en su composición puede afectar la uniformidad de los resultados y aumentar la demanda bioquímica de oxígeno en el sistema, lo que puede generar problemas de control de proceso (Carrera & Vicent, 2008).

La adición de fuentes de carbono externas impacta la relación C/N del sistema, incrementando la cantidad de carbono disponible para los microorganismos. Una relación C/N adecuada asegura que haya suficiente sustrato para que las bacterias realicen la desnitrificación sin afectar negativamente otros procesos, como la nitrificación. Por ejemplo, una relación C/N baja puede limitar la desnitrificación, ya que no habrá suficiente carbono para el metabolismo de las bacterias. Por el contrario, una relación C/N excesivamente alta puede promover el crecimiento de

bacterias heterótrofas no deseadas, que pueden competir con las bacterias nitrificantes y afectar la eficiencia global del sistema (EPA, 2019).

En relación con el uso de fuentes alternativas de carbono, el papel especial de la harina de maíz como fuente de carbono para la desnitrificación aerobia ha sido destacado debido a su capacidad para minimizar la emisión de óxido nitroso ( $N_2O$ ). La harina de maíz proporciona una fuente de carbono que es fácilmente accesible para las bacterias desnitrificantes y tiene la ventaja de ser un material económico y de fácil manejo. Estudios han demostrado que el uso de harina de maíz no solo mejora la eliminación de nitrógeno, sino que también reduce las emisiones de  $N_2O$ , un potente gas de efecto invernadero, durante la desnitrificación aerobia. Esto se debe a que la harina de maíz facilita una ruta metabólica que disminuye la acumulación de compuestos intermedios como el nitrito, lo cual es crucial para evitar la formación de óxido nitroso (Zhu, 2015).

#### G. Cuantificación de especies nitrogenadas con métodos espectrofotométricos

Para la cuantificación de especies nitrogenadas en aguas residuales, los métodos espectrofotométricos son ampliamente utilizados debido a su precisión y sensibilidad. En este contexto, se emplean equipos como el colorímetro HACH modelo DR/890 y el DR900, así como un termoreactor, que permiten la medición de parámetros específicos como nitrógeno total, amonio, nitritos, nitratos y la demanda química de oxígeno (DQO). Estos equipos funcionan con métodos específicos establecidos por HACH, que involucran la preparación de muestras, adición de reactivos, y medición de la absorbancia o transmitancia de la luz (HACH Company, 2005).

Los colorímetros funcionan midiendo la absorbancia de luz a una longitud de onda específica. Después de añadir los reactivos y permitir que se desarrolle la reacción, el colorímetro emite un haz de luz que pasa a través de la muestra, y el equipo mide la intensidad de la luz absorbida. Esta absorbancia es convertida en una concentración usando la ley de Beer-Lambert, que establece una relación lineal entre la absorbancia y la concentración. Por otro lado, el termoreactor se utiliza para llevar a cabo la digestión térmica de las muestras a temperaturas controladas (generalmente entre 120 y 150°C). El proceso de digestión convierte los compuestos en formas que pueden ser fácilmente cuantificadas por espectrofotometría, eliminando la interferencia de compuestos orgánicos y permitiendo una mayor precisión en la medición (HACH Company, 2005).

Los métodos que aplican a esta investigación son:

Método para la cuantificación de nitrógeno total (Método 10071): El método 10071 se utiliza para medir el nitrógeno total en un rango de 0.5 a 25 mg/L N. Este proceso implica convertir todas las formas de nitrógeno presentes en la muestra (amonio, nitritos, nitratos y orgánico) en nitrato. Esto se logra mediante una digestión térmica en un termoreactor, donde la muestra es calentada a una temperatura específica con reactivos que promueven la oxidación completa del nitrógeno en sus diferentes formas. Una vez convertidas en nitrato, se agrega un reactivo que produce un color amarillo que se cuantifica mediante un colorímetro. La intensidad del color es proporcional a la concentración de nitrógeno total (HACH Company, 2005).

Método para la cuantificación de amonio (Método 10031)

El método 10031 mide específicamente la concentración de amonio en la muestra, con un rango de medición de 0 a 50 mg/L N. La cuantificación del amonio se basa en una reacción química en la que el amonio reacciona con el reactivo Nessler para formar un complejo de color amarillo, cuya intensidad es proporcional a la concentración de amonio presente. Este método no requiere una digestión previa, por lo que se considera un análisis directo y rápido para la determinación de amonio en muestras de agua (HACH Company, 2005).

Método para la cuantificación de nitritos (Método 8507): El método 8507 mide la concentración de nitritos en el rango de 2 a 150 mg/L N. La determinación de nitritos se basa en la reacción de estos con el reactivo de Griess, produciendo un compuesto coloreado de color rosado o rojizo. La intensidad del color resultante es proporcional a la cantidad de nitrito en la muestra, lo cual se mide mediante un colorímetro. Este método es útil para monitorear la etapa intermedia de la nitrificación y los procesos de desnitrificación (HACH Company, 2005).

Método para la cuantificación de nitratos (Método 8539): El método 8539 permite la cuantificación de nitratos en el rango de 0.2 a 5.0 mg/L N. Este método requiere la reducción de nitratos a nitrito mediante un agente reductor en la muestra, seguido de la reacción con el reactivo de Griess para formar un compuesto coloreado. Este compuesto es cuantificado mediante espectrofotometría, donde la absorbancia medida es proporcional a la concentración de nitratos presentes. Este análisis es esencial para evaluar la eficacia de los procesos de nitrificación (HACH Company, 2005).

Método para la cuantificación de la demanda química de oxígeno (DQO) (Método 8000):

El método 8000 mide la DQO en la muestra de agua, que es una medida de la cantidad de materia orgánica oxidizable en el agua. La muestra se somete a una digestión térmica en el termoreactor, donde se oxida la materia orgánica presente en una solución de dicromato de potasio en ácido sulfúrico. El cambio en el color de la solución, debido a la reducción del dicromato, es medido espectrofotométricamente. La absorbancia obtenida está directamente relacionada con la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica (HACH Company, 2005).

#### H. Leyes y Acuerdos en Guatemala sobre el Tratamiento de Aguas Residuales

Ley de protección y mejoramiento del medio ambiente (Decreto 68-86): establece la obligación de evaluar la calidad de las aguas y promover su uso racional para prevenir la contaminación y proteger los ecosistemas acuáticos. Esto implica la realización de análisis periódicos sobre sus características físicas, químicas y biológicas. La ley regula la descarga de aguas residuales, exigiendo que cualquier proyecto que potencialmente pueda impactar el medio ambiente realice un estudio de evaluación del impacto ambiental. Las descargas de contaminantes deben ajustarse a las normas establecidas para evitar daños a la salud pública y el entorno natural (Congreso de la República de Guatemala, 1986).

En cuanto al manejo de residuos y prohibición de materiales peligrosos, se prohíbe la disposición de desechos tóxicos, residuos radiactivos, y materiales que puedan degradar el medio ambiente en cuerpos de agua. Asimismo, se promueve el manejo adecuado de los residuos para evitar la contaminación del suelo y del sistema hídrico (Congreso de la República de Guatemala, 1986).

Acuerdo Gubernativo 236-2006: establece los criterios y requisitos esenciales para la descarga y reuso de aguas residuales, así como para la disposición de lodos. El principal objetivo del reglamento es proteger los cuerpos de agua receptores de los impactos de las actividades humanas y promover el desarrollo del recurso hídrico con un enfoque de gestión integrada. Se busca también recuperar cuerpos de agua afectados por procesos de eutrofización y mejorar la calidad de las aguas a través de un proceso continuo de tratamiento y monitoreo (Acuerdo Gubernativo 236-2006, 2006).

Este reglamento se aplica a todos los entes generadores de aguas residuales, tanto ordinarias como especiales, a personas que producen o reúsan aguas residuales, y a aquellas responsables del manejo y disposición final de lodos. La aplicación y vigilancia de las disposiciones recaen principalmente en el Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN), con apoyo de las municipalidades (Acuerdo Gubernativo 236-2006, 2006).

El reglamento establece límites específicos para la descarga de aguas residuales y la disposición de lodos. Por ejemplo, los sólidos suspendidos, la demanda bioquímica de oxígeno, el nitrógeno total y el fósforo deben mantenerse dentro de valores establecidos para minimizar el impacto ambiental. Para la disposición de lodos, se especifican límites máximos permisibles de metales pesados y otros compuestos, así como las condiciones para su aplicación al suelo, disposición en rellenos sanitarios o confinamiento. Los valores de estos límites varían según el tipo de descarga del agua residual. Esta se divide en tres opciones: descarga al alcantarillado público, descarga a cuerpos receptores, descargas a cuerpos receptores para aguas residuales municipales y de urbanizaciones no conectadas al alcantarillado público (Acuerdo Gubernativo 236-2006, 2006).

Figura 7. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores

Parámetros	Dimensionales	Valores iniciales	Fecha máxima de cumplimiento			
			Dos de mayo de dos mil once	Dos de mayo de dos mil quince	Dos de mayo de dos mil veinte	Dos de mayo de dos mil veinticuatro
			Etapa			
			Uno	Dos	Tres	Cuatro
Temperatura	Grados Celsius	TCR +/- 7	TCR +/- 7	TCR +/- 7	TCR +/- 7	TCR +/- 7
Grasas y aceites	Miligramos por litro	1500	100	50	25	10
Materia flotante	Ausencia/presencia	Presente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos suspendidos	Miligramos por litro	3500	600	400	150	100
Nitrógeno total	Miligramos por litro	1400	100	50	25	20
Fósforo total	Miligramos por litro	700	75	30	15	10
Potencial de hidrógeno	Unidades de potencial de hidrógeno	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Coliformes fecales	Número más probable en cien mililitros	< 1x10 <sup>8</sup>	< 1x10 <sup>6</sup>	< 1x10 <sup>5</sup>	< 1x10 <sup>4</sup>	< 1x10 <sup>4</sup>
Arsénico	Miligramos por litro	1	0.5	0.1	0.1	0.1
Cadmio	Miligramos por litro	1	0.4	0.1	0.1	0.1
Cianuro total	Miligramos por litro	6	3	1	1	1
Cobre	Miligramos por litro	4	4	3	3	3
Cromo hexavalente	Miligramos por litro	1	0.5	0.1	0.1	0.1
Mercurio	Miligramos por litro	0.1	0.1	0.02	0.02	0.01
Níquel	Miligramos por litro	6	4	2	2	2
Plomo	Miligramos por litro	4	1	0.4	0.4	0.4
Zinc	Miligramos por litro	10	10	10	10	10
Color	Unidades platino cobalto	1500	1300	1000	750	500

TCR = temperatura del cuerpo receptor, en grados Celsius.

(Acuerdo Gubernativo 236-2006, 2006)

Figura 8. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores para aguas residuales municipales y de urbanizaciones no conectadas al alcantarillado público

Parámetros	Dimensionales	Valores iniciales	Fecha máxima de cumplimiento			
			Dos de mayo de dos mil quince	Dos de mayo de dos mil veinte	Dos de mayo de dos mil veinticuatro	Dos de mayo de dos mil veintinueve
			Etapa			
			Uno	Dos	Tres	Cuatro
Temperatura	Grados Celsius	TCR +/- 7	TCR +/- 7	TCR +/- 7	TCR +/- 7	TCR +/- 7
Grasas y aceites	Miligramos por litro	100	50	10	10	10
Materia flotante	Ausencia/presencia	Presente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Demanda bioquímica de oxígeno	Miligramos por litro	700	250	100	100	100
Sólidos suspendidos	Miligramos por litro	300	275	200	100	100
Nitrógeno total	Miligramos por litro	150	150	70	20	20
Fósforo total	Miligramos por litro	50	40	20	10	10
Potencial de hidrógeno	Unidades de potencial de hidrógeno	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Coliformes fecales	Número más probable en cien mililitros	$< 1 \times 10^8$	$< 1 \times 10^7$	$< 1 \times 10^4$	$< 1 \times 10^4$	$< 1 \times 10^4$
Arsénico	Miligramos por litro	1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cadmio	Miligramos por litro	1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cianuro total	Miligramos por litro	6	1	1	1	1
Cobre	Miligramos por litro	4	3	3	3	3
Cromo hexavalente	Miligramos por litro	1	0.1	0.1	0.1	0.1
Mercurio	Miligramos por litro	0.1	0.02	0.02	0.01	0.01
Níquel	Miligramos por litro	6	2	2	2	2
Plomo	Miligramos por litro	4	0.4	0.4	0.4	0.4
Zinc	Miligramos por litro	10	10	10	10	10
Color	Unidades platino cobalto	1500	1000	750	500	500

(Acuerdo Gubernativo 236-2006, 2006)

Figura 9. Límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales al alcantarillado

Parámetros	Dimensionales	Valores iniciales	Fecha máxima de cumplimiento			
			Dos de mayo de dos mil once	Dos de mayo de dos mil quince	Dos de mayo de dos mil veinte	Dos de mayo de dos mil veinticuatro
			Etapa			
			Uno	Dos	Tres	Cuatro
Temperatura	Grados Celsius	$< 40$	$< 40$	$< 40$	$< 40$	$< 40$
Grasas y aceites	Miligramos por litro	1500	200	100	60	60
Materia flotante	Ausencia/presencia	Presente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos suspendidos	Miligramos por litro	3500	1500	700	400	200
Nitrógeno total	Miligramos por litro	1400	180	150	80	40
Fósforo total	Miligramos por litro	700	75	40	20	10
Potencial de hidrógeno	Unidades de potencial de hidrógeno	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Coliformes fecales	Número más probable en cien mililitros	$< 1 \times 10^8$	$< 1 \times 10^6$	$< 1 \times 10^5$	$< 1 \times 10^4$	$< 1 \times 10^4$
Arsénico	Miligramos por litro	1	0.5	0.1	0.1	0.1
Cadmio	Miligramos por litro	1	0.4	0.1	0.1	0.1
Cianuro total	Miligramos por litro	6	3	1	1	1
Cobre	Miligramos por litro	4	4	3	3	3
Cromo hexavalente	Miligramos por litro	1	0.5	0.1	0.1	0.1
Mercurio	Miligramos por litro	0.1	0.1	0.02	0.02	0.01
Níquel	Miligramos por litro	6	4	2	2	2
Plomo	Miligramos por litro	4	1	0.4	0.4	0.4
Zinc	Miligramos por litro	10	10	10	10	10
Color	Unidades platino cobalto	1500	1300	1000	750	500

(Acuerdo Gubernativo 236-2006, 2006)

Además, el acuerdo exige la toma de muestras periódicas para monitorear la calidad de las aguas residuales y los lodos. Los entes generadores deben realizar al menos dos análisis anuales para garantizar que los parámetros cumplen con los límites establecidos. Además, la frecuencia de muestreo puede incrementarse en función de la cantidad de lodos generados.

## I. Diseño experimental

### 1. Análisis de la varianza (ANOVA)

Desarrollado por R.A. Fisher en el año 1930, el ANOVA se ha convertido en una técnica básica para el estudio de observaciones que dependen de varios factores. Por lo que es una herramienta fundamental en el análisis de modelos de regresión lineal y diseño de experimentos. Esta técnica permite estudiar el efecto de uno o más factores sobre la media de una variable. Esto por medio de la descomposición de la variabilidad total de los datos asociados a los efectos de cada factor estudiado y sus posibles interacciones (Gibergans, s.f).

La abreviatura ANOVA proviene del inglés "*ANalysis Of VAriance*" ("análisis de la varianza"). Fue introducida por R.A. Fisher durante la segunda década del siglo XX. A pesar de que el ANOVA se utiliza para comparar medias, se llama así porque el procedimiento se basa en comparar dos estimadores de varianza mediante un cociente. La metodología permite evaluar si las diferencias observadas entre las medias de los grupos son estadísticamente significativas, considerando la variabilidad total y descomponiéndola en componentes explicados y residuales (Gibergans, s.f).

Existen varios tipos de análisis de varianza (ANOVA), que se eligen en función del diseño experimental y la naturaleza de los datos:

ANOVA de un factor: Utilizado para comparar medias de tres o más grupos independientes en un solo factor (Gibergans, s.f).

ANOVA de dos factores: Utilizado para evaluar la influencia de dos factores simultáneamente y la posible interacción entre estos (Gibergans, s.f).

ANOVA multifactorial: Se aplica cuando hay más de dos factores y se busca analizar los efectos individuales de cada factor y sus interacciones. Es especialmente útil en experimentos donde

múltiples variables pueden afectar la variable de respuesta. Ideal para diseños experimentales porque permite evaluar la significancia estadística de varios factores simultáneamente, proporcionando información sobre sus efectos principales e interacciones. Esto es útil en la planificación de experimentos para identificar los factores que tienen un impacto relevante en el resultado y optimizar las condiciones experimentales (Gibergans, s.f).

La tabla ANOVA cuenta con los siguientes elementos:

Fuente: Representa las distintas fuentes de variabilidad en el modelo, incluyendo los efectos principales (como la concentración de carbono o de bacterias), las interacciones entre factores, y el error (variabilidad no explicada) (Gibergans, s.f).

Grados de libertad (gl): Indica el número de valores que son libres de variar para cada fuente. Por ejemplo, los grados de libertad del modelo son el número de factores menos uno (Gibergans, s.f).

Suma ajustada de cuadrados: Mide la variabilidad atribuida a cada fuente. Se calcula sumando las desviaciones al cuadrado de los datos con respecto a la media general o media de los grupos (Gibergans, s.f).

Cuadro medio ajustado: Es la suma ajustada de cuadrados dividida por los grados de libertad correspondientes. Representa la varianza asociada a cada fuente de variabilidad (Gibergans, s.f).

Valor F: Es la razón entre el cuadro medio del factor y el cuadro medio del error. Un valor F alto indica que la variabilidad explicada por el factor es mayor en comparación con la variabilidad del error (Gibergans, s.f).

Valor P: Indica la significancia estadística. Un valor P bajo (generalmente menor a 0.05) sugiere que el efecto del factor es significativo y que es poco probable que las diferencias observadas sean producto del azar (Gibergans, s.f).

## 2. Pareto

El diagrama de Pareto es una herramienta gráfica que se utiliza para identificar y visualizar las causas más significativas de un problema o la distribución de factores en un conjunto de datos. Se basa en el principio de Pareto, que establece que aproximadamente el 80% de los efectos provienen del 20% de las causas (Montgomery & Runger, 2014).

En el contexto del análisis de varianza (ANOVA), los diagramas de Pareto se pueden utilizar para destacar los factores o interacciones más influyentes en un experimento, mostrando la contribución relativa de cada uno al total de la variabilidad explicada (Montgomery & Runger, 2014).

El diagrama suele consistir en una gráfica de barras ordenadas de mayor a menor frecuencia o importancia, con una línea acumulativa que representa el porcentaje acumulado del total. Esto permite priorizar esfuerzos en los factores más críticos para optimizar procesos o resolver problemas en el contexto experimental (Montgomery & Runger, 2014).

## 3. Balances

Balance de masa del sistema: En términos generales, el balance de masa establece que la cantidad total de masa que entra al sistema debe ser igual a la cantidad que sale más cualquier acumulación o conversión dentro del mismo. Esto asegura que no haya pérdidas o ganancias de masa no contabilizadas, lo cual es esencial para un diseño y operación eficaces ((Metcalf & Eddy, 2014).

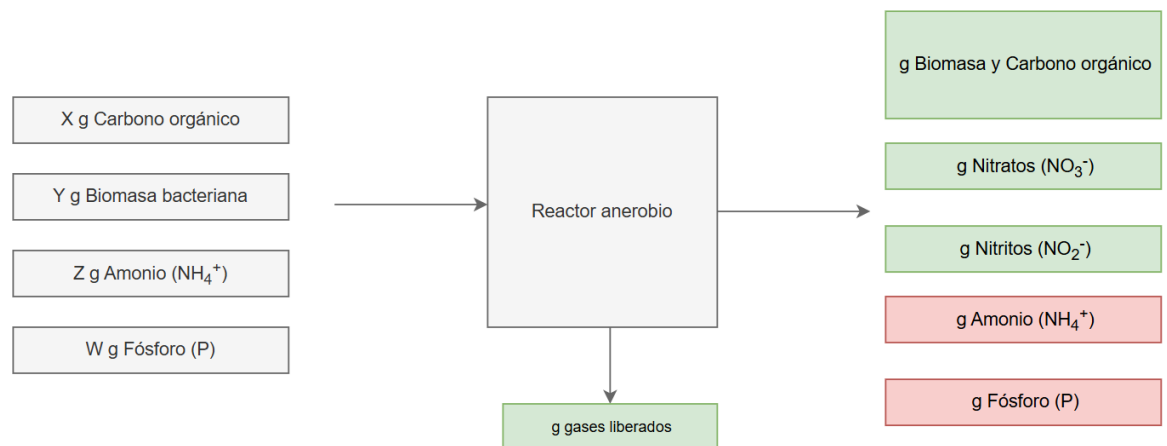
En el contexto de este experimento, donde se utiliza un reactor anaerobio, los principales flujos de entrada incluyen el carbono orgánico, la biomasa bacteriana, el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y el fósforo (P), que son necesarios para la actividad biológica. Estos compuestos están presentes en la simulación de agua residual ordinaria que ingresa al sistema. En los flujos de salida, los productos incluyen biomasa microbiana, efluentes con diferentes formas de nitrógeno (como amonio, nitritos o nitratos), y gases generados por la descomposición de la materia orgánica, principalmente metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y Nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ) (Kanmani & Gandhimathi, 2019).

Debido a la actividad microbiana se espera tener reducción de amonio y fósforo debido a que las bacterias utilizan el amonio como fuente de nitrógeno para la síntesis de nuevos compuestos

celulares, mientras que el fósforo es esencial para la formación de componentes estructurales en la biomasa, como ácidos nucleicos y fosfolípidos. Por el contrario, los valores de nitritos y nitratos aumentan debido a las condiciones anaerobias lo que favorece el proceso de nitrificación. En estos casos, el amonio es convertido primero en nitritos y luego en nitratos mediante la actividad de bacterias nitrificantes (Kanmani & Gandhimathi, 2019).

En cuanto a la biomasa a medida que las bacterias consumen los sustratos orgánicos y nutrientes, se multiplica la cantidad de biomasa, lo que refleja el crecimiento de la comunidad microbiana. Por otro lado, la generación de gases se debe al proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica, se generan gases como metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ), que son subproductos naturales de la fermentación y metanogénesis llevadas a cabo por las bacterias anaerobias.

Figura 10. Entradas y salidas del sistema anaerobio



Fuente: propia.

La figura anterior presenta el diagrama de entradas y salidas del sistema. En las salidas se presentan de color verde los valores que se espera que aumenten y en rojo los valores que se espera que disminuyan según la actividad bacteriana.

## VI. METODOLOGÍA

### A. Preparación de fuente de carbono

#### Material y equipo

- Granos de maíz secos grado alimenticio
- Molino tipo martillo de laboratorio de operaciones unitarias de la Universidad Del Valle de Guatemala
- Criba de partícula pequeña

#### Procedimiento

1. Con el molino apagado y desconectado de la fuente de electricidad abrir la caja para colocar la criba adecuado retirando los seguros.
2. En caso de que otra criba este instalada retirar sosteniendo la orilla superior y haciendo moderada fuerza hacia arriba hasta que comience a salir. Luego retirar.
3. Colocar el Criba y cerrar la caja.
4. Asegurar que los cierres de la caja donde se coloca el Criba estén correctamente ajustados.
5. Encender el molino por medio del interruptor.
6. Introducir los granos de maíz secos en la tolva del molino, verificando que la alimentación del material sea uniforme para evitar sobrecargas.
7. Recoger el maíz triturado en un recipiente limpio al final del proceso de molienda.
8. Almacenar el maíz triturado en un lugar seco y limpio, asegurándose de que esté adecuadamente cubierto o sellado para evitar la exposición a la humedad o contaminantes, hasta su uso en la formulación de la solución de carbono.
9. Determinar la concentración de carbono en el maíz por medio de la técnica de cromatografía de gases.

### B. Preparación de sistema anaerobio

#### Material y equipo

- Matraces de plástico resistentes con tapones con capacidad de 1.5 L.

- Mangueras
- Matraces de plástico para sistema de salida de gases
- Hipoclorito 10%
- Etanol 70%

#### Procedimiento

1. Limpiar los matraces y los tapones herméticos utilizando una solución de etanol al 70% y posteriormente con hipoclorito de sodio al 10% para desinfectar completamente las superficies internas y externas.
2. Asegurar que los matraces y los tapones estén completamente limpios y secos, dejándolos escurrir o secar al aire libre antes de proceder.
3. Colocar los tapones herméticos en cada matraz, asegurando un sellado firme y sin fugas.
4. Conectar las mangueras adecuadas para el sistema de salida de gases al matraz, utilizando los accesorios y sellos necesarios para evitar la entrada de oxígeno (Como se muestra en Figura 1).
5. Instalar las mangueras necesarias para el sistema de alimentación y salida de solución en cada matraz, asegurándose de que estén correctamente fijadas y selladas para evitar fugas.
6. Verificar que todas las conexiones del sistema anaerobio (mangueras, tapones, y matraces) estén bien aseguradas y que no haya puntos de posibles entradas de aire, garantizando así condiciones anaerobias en el sistema.

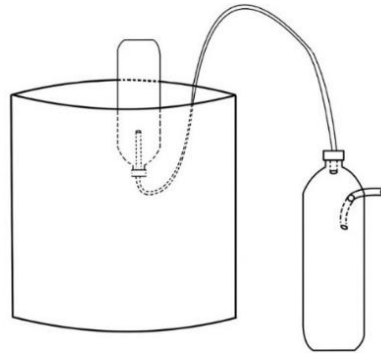


Figura 11. Disposición de sistema anaerobio

- C. Formulación de solución simuladora de agua residual de tipo ordinario variando concentración de carbono

### Material y equipo

- Balanza analítica marca OHAUS Pioneer
- Espátulas
- Agua destilada
- 1 probeta 1000 mL

### Reactivos

- Maíz triturado
- Urea grado analítico
- Cloruro de amonio grado analítico
- Fosfato de sodio grado reactivo
- Fertimaíz (fertilizante quelatado 5%N y 10% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)

### Procedimiento

1. Pesar con una espátula las siguientes cantidades:

Cuadro 1. Masa de reactivos para volumen de 25 L

Reactivo	Masa (g)
Cloruro de amonio (NH <sub>4</sub> Cl)	5.8750
Fosfato de sodio (Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )	0.5950
Fertilizante comercial	1.8350

2. Disolver 5.8750 g de cloruro de amonio (NH<sub>4</sub>Cl) en 25 L de agua desionizada.
3. Agregar 0.5950 g de fosfato de sodio (Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) como fuente de fósforo inorgánico.
4. Añade 1.8350 g de fertilizante comercial con % N y %P.
5. Mezclar con una varilla de vidrio hasta obtener una solución homogénea.
6. Servir 1.5L de solución en cada uno de los matraces con ayuda de una probeta.
7. Pesar con una espátula las siguientes cantidades de maíz triturado para cada variación:

Cuadro 2. Masa de maíz y urea según solución para soluciones con diferentes concentraciones de carbono

<b>Solución</b>	<b>Masa maíz triturado (g)</b>	<b>Masa urea (g)</b>
Control	0.5787	0.0837
Variación 1	0.8231	0.0857
Variación 2	2.4585	0.0802
Variación 3	3.2923	0.0767

8. Disolver las cantidades pesadas de urea en el matraz correspondiente.
9. Agregar la cantidad pesada de maíz triturado.
10. Cerrar el sistema con tapón correspondiente.

D. Formulación de solución simuladora de agua residual de tipo ordinario para prueba de variación de concentración bacteriana

Material y equipo

- Balanza analítica
- Espátulas
- Agua destilada
- 1 probeta 1000 mL

Reactivos

- Maíz triturado grado alimenticio
- Urea grado analítico
- Cloruro de amonio grado analítico
- Fosfato de sodio grado analítico
- Fertimaíz (fertilizante quelatado)

Procedimiento

1. Pesar con una espátula las siguientes cantidades:

Cuadro 3. Masa de reactivos para solución simuladora en volumen de 25 L

<b>Reactivo</b>	<b>Masa (g)</b>
Cloruro de amonio (NH <sub>4</sub> Cl)	5.8750
Fosfato de sodio (Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )	0.5950
Fertilizante comercial	1.8350
Maíz triturado	14.4675
Urea	2.0929

2. Disolver cada reactivo pesado en 25 L de agua desionizada.
3. Mezclar con una varilla de vidrio hasta obtener una solución homogénea.
4. Servir 1.5L de solución en cada uno de los matraces con ayuda de una probeta.
5. Cerrar el sistema con tapón correspondiente.

E. Preparación de soluciones bacterianas variando concentración de bacterias del kit para remoción de especies nitrogenadas

Material y equipo

- Balanza analítica
- Espátulas
- Papel aluminio
- Agua destilada
- 1 probeta 10 mL

Procedimiento

1. Pesar con una espátula, las siguientes cantidades de bacterias liofilizadas según concentración deseada:

Cuadro 4. Masa de bacterias correspondiente a cada concentración bacteriana

<b>Concentración (ppm)</b>	<b>Masa (g)</b>
5	0.03
10	0.06
15	0.09
20	0.12

2. Agregar la masa de bacterias liofilizadas a cada botella con solución simuladora. (Para las pruebas de variación de carbono se utiliza concentración de 10 ppm en todos los sistemas)

#### F. Alimentación de sistema al variar concentración de carbono

##### Material y equipo

- Kit de bacterias para remoción de especies nitrogenadas
- Hipoclorito 10%
- Etanol 70%
- 9 sistemas anaerobios con las 3 formulaciones
- Jeringa de 100 mL

##### Procedimiento

1. Limpiar el área de trabajo con una solución 10% de Hipoclorito y posteriormente con Etanol al 70%.
2. Retirar seguro de tubo (1) e introducir la boquilla de la jeringa en el tubo.
3. Succionar 500 mL de solución del sistema por medio del tubo (1) con ayuda de la jeringa y desechar.
4. Doblar tubo (1) y colocar seguro para evitar fugas.
5. En un Erlenmeyer medir 500 mL de solución de cloruro de amonio, fosfato de sodio y fertilizante comercial.
6. Agregar la masa de maíz y urea según la variación con la que se este trabajando.
7. Agregar la masa de bacterias.
8. Revolver para obtener una solución homogénea.
9. Con ayuda de la jeringa alimentar los 500 mL al sistema con la solución homogénea por medio del tubo (1).
10. Repetir para cada sistema cada 24 horas por 6 días.
11. Para el último día marcar con un marcador permanente una línea en la botella utilizada para trampa de gas de gasta donde se llenó de gas.

#### G. Alimentación de sistema al variar concentración bacteria

#### Material y equipo

- Kit de bacterias para remoción de especies nitrogenadas
- Mechero
- Hipoclorito 10%
- Etanol 70%
- 9 sistemas anaerobios con las 3 formulaciones
- Jeringa de 100 mL

#### Procedimiento

1. Limpiar el área de trabajo con una solución 10% de Hipoclorito y posteriormente con Etanol al 70%.
2. Retirar seguro de tubo (1) e introducir la boquilla de la jeringa en el tubo.
3. Succionar 500 mL de solución del sistema por medio del tubo (1) con ayuda de la jeringa y desechar.
4. Doblar tubo (1) y colocar seguro para evitar fugas.
5. En un Erlenmeyer medir 500 mL de solución simuladora.
6. Agregar masa de bacterias según la variación con la que se este trabajando.
7. Revolver para obtener una solución homogénea.
8. Con ayuda de la jeringa alimentar los 500 mL al sistema con la solución homogénea por medio del tubo (1).
9. Repetir para cada sistema cada 24 horas por 6 días.
10. Para el último día marcar con un marcador permanente una línea en la botella utilizada para trampa de gas de gasta donde se llenó de gas.

### H. Cuantificación de especies nitrogenadas

1. Cuantificación de nitrógeno total (Método de digestión de Persulfato)

#### Material y equipo

- Reactor DRB200 marca HACH
- Viales de reacción para nitrógeno total marca HACH
- Reactivo de persulfato para nitrógeno total marca HACH
- Reactivos A, B y C de nitrógeno total marca HACH

- Espectrofotómetro Hach (DR6000, DR3900, DR900 o similar) marca HACH
- Pipetas y puntas
- Agua desionizada

#### Procedimiento

1. Conectar el reactor DRB200 y configurar a 105 °C.
2. Asegurar que el espectrofotómetro esté conectado y encendido. Seleccionar el programa para nitrógeno total.
3. Añadir el contenido de un sobre de reactivo de persulfato de nitrógeno total a dos viales de reacción (uno para la muestra y otro para el blanco).
4. Añadir 2 mL de la muestra al primer vial y 2 mL de agua desionizada al segundo vial (blanco).
5. Tapar los viales y agitar vigorosamente durante 30 segundos.
6. Colocar los viales en el reactor DRB200 y cerrar la tapa.
7. Digestionar los viales durante 30 minutos.
8. Retirar los viales del reactor y dejar enfriar a temperatura ambiente.
9. Añadir un sobre de reactivo A a cada vial y agitar durante 15 segundos.
10. Esperar 3 minutos.
11. Añadir un sobre de reactivo B a cada vial, tapar y agitar durante 15 segundos.
12. Esperar 2 minutos.
13. Añadir 2 mL del contenido de cada vial digerido a un tercer vial que contenga reactivo C.
14. Tapar y agitar suavemente 10 veces.
15. Esperar 5 minutos.
16. Limpiar los viales.
17. Colocar el vial de blanco en el espectrofotómetro y ajustar a cero.
18. Colocar el vial de muestra y leer la concentración de nitrógeno total.

## 2. Cuantificación de Amonio (Método de Salicilato)

#### Material y equipo

- AmVer® 3 Nitrogen Ammonia Reagent Set marca HACH
- Espectrofotómetro Hach (DR6000, DR3900, DR900 o similar)

- Pipeta (0.1 a 1 mL)
- Micro embudo
- Agua desionizada

#### Procedimiento

1. Conectar el espectrofotómetro y encender el equipo.
2. Seleccionar el programa para el análisis de amonio en el espectrofotómetro.
3. Añadir 0.1 mL de agua desionizada a un vial de diluyente AmVer® (blanco).
4. Añadir 0.1 mL de la muestra a otro vial de diluyente AmVer®.
5. Añadir un sobre de reactivo de salicilato a cada vial.
6. Añadir un sobre de reactivo de cianurato a cada vial.
7. Tapar los viales y agitar durante 30 segundos.
8. Dejar que las muestras reaccionen durante 20 minutos.
9. Limpiar los viales.
10. Colocar el vial de blanco en el espectrofotómetro y ajustar a cero.
11. Colocar el vial de muestra y leer la concentración de amonio.

### 3. Cuantificación de Nitrito (Método de Diazotización)

#### Material y equipo

- NitriVer® 3 Nitrite Reagent marca HACH
- Espectrofotómetro Hach (DR6000, DR3900, DR900 o similar)
- Celdas para espectrofotómetro marca HACH
- Agua desionizada

#### Procedimiento

1. Conectar el espectrofotómetro y encender el equipo.
2. Seleccionar el programa para el análisis de nitrito en el espectrofotómetro.
3. Llenar un vial con 10 mL de agua desionizada (blanco).
4. Llenar otro vial con 10 mL de la muestra.
5. Añadir el contenido de un sobre de NitriVer® 3 a cada vial.
6. Tapar los viales y agitar vigorosamente durante 1 minuto.

7. Esperar 5 minutos.
8. Limpiar los viales.
9. Colocar el vial de blanco en el espectrofotómetro y ajustar a cero.
10. Colocar el vial de muestra y leer la concentración de nitrito.

#### 4. Cuantificación de Nitrato (Método de Reducción de Cadmio)

##### Material y equipo

- NitraVer® 5 Nitrate Reagent marca HACH
- Espectrofotómetro Hach (DR6000, DR3900, DR900 o similar)
- Celdas para espectrofotómetro marca HACH
- Agua desionizada

##### Procedimiento

1. Conectar el espectrofotómetro y encender el equipo.
2. Seleccionar el programa para el análisis de nitrato en el espectrofotómetro.
3. Llenar un vial con 10 mL de agua desionizada (blanco).
4. Llenar otro vial con 10 mL de la muestra.
5. Añadir el contenido de un sobre de NitraVer® 5 a cada vial.
6. Tapar los viales y agitar vigorosamente durante 1 minuto.
7. Esperar 5 minutos.
8. Limpiar los viales.
9. Colocar el vial de blanco en el espectrofotómetro y ajustar a cero.
10. Colocar el vial de muestra y leer la concentración de nitrato.

#### 5. Cuantificación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

##### Material y equipo

- Reactivo de DQO (Hach High Range)
- Reactor DRB200 marca HACH
- Espectrofotómetro Hach (DR6000, DR3900, DR900 o similar)
- Pipetas

- Viales de muestra marca HACH
- Agua desionizada

#### Procedimiento

1. Conectar el reactor DRB200 y configurar a 150 °C.
2. Conectar el espectrofotómetro y encender el equipo.
3. Seleccionar el programa para el análisis de DQO en el espectrofotómetro.
4. Añadir 2 mL de muestra a un vial de reactivo de DQO.
5. Añadir 2 mL de agua desionizada a otro vial (blanco).
6. Tapar los viales y agitar suavemente.
7. Colocar los viales en el reactor DRB200.
8. Digestionar los viales a 150 °C durante 2 horas.
9. Retirar los viales del reactor y dejar enfriar a temperatura ambiente.
10. Limpiar los viales.
11. Colocar el vial de blanco en el espectrofotómetro y ajustar a cero.
12. Colocar el vial de muestra y leer la concentración de DQO.

### I. Pesos secos y volumen de gas generado

#### Material y equipo

- Probeta 15 mL
- Kitasato
- Papel filtro
- Bomba
- Kit para filtración al vacío

#### Procedimiento

1. Tomar las botellas utilizadas para las trampas de gas y llenar con agua hasta la línea que marca la cantidad de gas generado.
2. Transferir el agua a la probeta para medir el volumen de gas en volumen de agua.
3. Armar el kit de filtración al vacío.
4. Nombrar los filtros según la solución que se filtra.
5. Pesar cada filtro en una balanza analítica y anotar masa correspondiente.

6. Filtrar por completo cada solución en filtros de tamaño de poro X.
7. Colocar los filtros en el secador hasta eliminar toda la humedad.
8. Pesar cada filtro nuevamente y anotar la masa correspondiente.
9. Calcular el peso seco por medio de la diferencia de masas.

## VII. RESULTADOS

Cuadro 5. Composición típica de aguas ordinarias no tratadas y concentración elegida para formulación

Parámetro	Concentración baja (mg/L)	Concentración media (mg/L)	Concentración alta (mg/L)	Concentración utilizada (mg/L)
Carbono orgánico	109	164	328	164 – 933
Nitrógeno total	23	35	69	61 ± 0.247
Nitrógeno orgánico	10	14	29	25 ± 0.101
Amonio libre	14	20	41	46 ± 0.186
Nitrito	0	0	0	0 ± 0
Nitrato	0	0	0	0 ± 0
Fósforo total	3.7	5.6	11	13 ± 1.304
Fósforo orgánico	2.1	3.2	6.3	7.3 ± 0.733
Fósforo inorgánico	1.6	2.4	4.7	5.2 ± 0.523

El cuadro comparativo presenta las concentraciones típicas de nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) en aguas residuales ordinarias, divididas en formas orgánicas e inorgánicas. Los valores son extraídos de Metcalf & Eddy. El cuadro permite comparar estas concentraciones con los valores utilizados en la investigación.

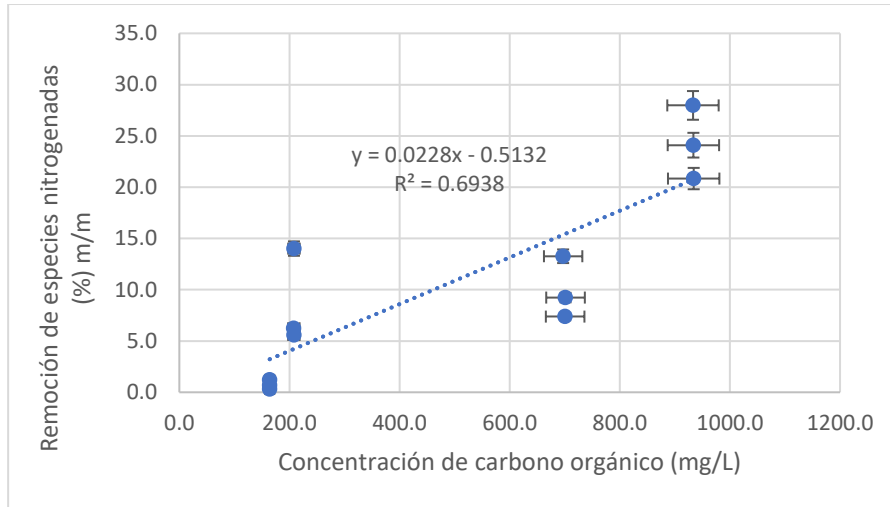
Cuadro 6. Relación carbono/nitrógeno en las diferentes formulaciones

Formulación	Concentración de carbono (± 0.1 mg/L)	Relación C:N:P
Control	164	13:5:1
1	208	15:5:1
2	700	57:5:1
3	933	76:5:1

El cuadro anterior presenta las relaciones C:N:P de las soluciones formuladas según la concentración de carbono. Las concentraciones de nitrógeno y fósforo se mantienen constantes con

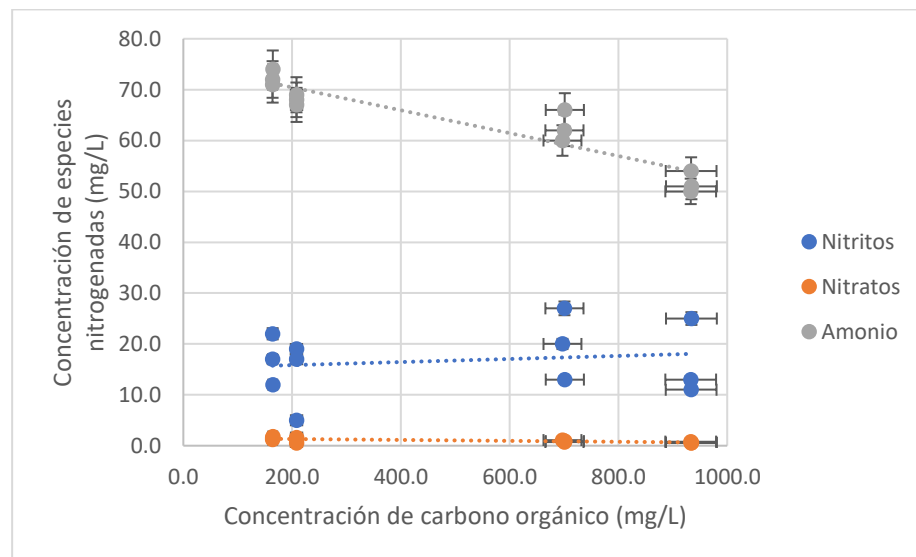
valores de 61 mg/L y 13 mg/L respectivamente. Estas relaciones fueron calculadas tomando el nitrógeno como referencia con un valor fijo de 5. Las proporciones reflejan el equilibrio entre los nutrientes esenciales.

Figura 12. Remoción de especies nitrogenadas según concentración de carbono inicial



Los puntos representan los datos experimentales de control (164 mg/L), variación 1 (208 mg/L), variación 2 (700 mg/L) y variación 3 (933 mg/L). Donde cada uno muestra variabilidad vertical horizontal. La línea punteada es el modelo cuya ecuación y error se muestran en la gráfica.

Figura 13. Concentración final de especies nitrogenadas según concentración de carbono inicial



Los puntos representan las corridas experimentales de control (164 mg/L), variación 1 (208 mg/L), variación 2 (700 mg/L) y variación 3 (933 mg/L). La línea punteada presenta el modelo con su respectiva ecuación de regresión lineal y cuyo error asociado se presenta en la variabilidad de cada punto.

Cuadro 7. Variación de especies nitrogenadas en solución al variar la concentración de carbono

Concentración de carbono (mg/L)	$\Delta$ Amonio (mg/L)	$\Delta$ Nitratos (mg/L)	$\Delta$ Nitritos (mg/L)
164	$-5.8 \pm 0.28$	$1.8 \pm 0.07$	$12 \pm 0.54$
	$-8.1 \pm 0.38$	$1.5 \pm 0.06$	$17 \pm 0.77$
	$-9.2 \pm 0.44$	$1.2 \pm 0.05$	$22 \pm 0.99$
	$-13.7 \pm 0.65$	$1.6 \pm 0.06$	$5.0 \pm 0.23$
	$-12.6 \pm 0.60$	$0.5 \pm 0.02$	$19 \pm 0.86$
208	$-11.5 \pm 0.55$	$1.3 \pm 0.04$	$17 \pm 0.90$
	$-18.6 \pm 0.88$	$1.1 \pm 0.04$	$20 \pm 0.77$
	$-12.6 \pm 0.60$	$0.9 \pm 0.04$	$13 \pm 0.59$
700	$-16.6 \pm 0.79$	$0.7 \pm 0.03$	$27 \pm 1.2$
	$-23.0 \pm 1.1$	$0.5 \pm 0.02$	$11 \pm 0.38$
	$-26.0 \pm 1.2$	$0.6 \pm 0.02$	$25 \pm 1.1$
933	$-26.8 \pm 1.3$	$0.8 \pm 0.03$	$13 \pm 0.59$

El cuadro anterior presenta los diferenciales de concentraciones de las especies nitrogenadas analizadas según la concentración de carbono inicial, previo y posterior a la adición de bacterias y recambio por 7 días con tiempos de retención de 24 horas.

Cuadro 8. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono)

Term	Efecto	Coficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		66.78	1.30	51.34	
Concentración de carbono	-15.36	-7.68	2.05	-3.75	8.55
Concentración de bacterias	-1.06	-0.53	2.30	-0.23	8.28
Producto de concentraciones	-13.80	-6.90	1.77	-3.91	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de amonio. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los

valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 9. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
2.06155	95.47%	93.77%	89.81%

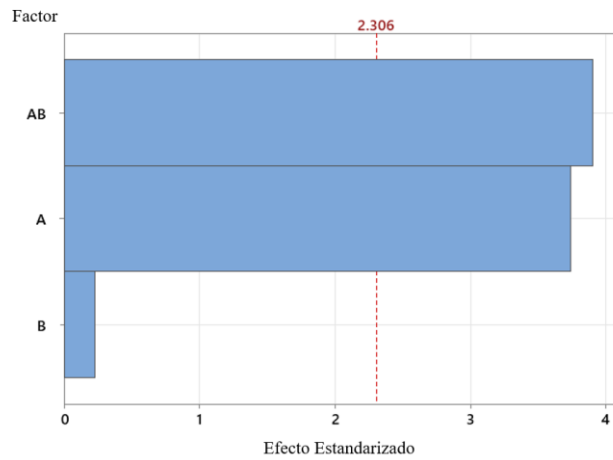
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 10. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	716.667	238.889	56.21	0.000
Lineal	2	551.828	275.914	64.92	0.000
Concentración de carbono	1	59.610	59.610	14.03	0.006
Concentración de bacterias	1	0.228	0.228	0.05	0.823
Interacciones de doble vía	1	64.866	64.866	15.26	0.005
Producto de concentraciones	1	64.866	64.866	15.26	0.005
Error	8	34.000	4.250		
Total	11	750.667			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA) sobre la concentración de amonio, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 14. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de amonio en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de amonio en el sistema. Con un valor de  $\alpha$  de 0.05. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 11. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono)

Term	Efecto	Coefficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		1.047	0.218	4.81	
Concentración de carbono	-1.218	-0.609	0.343	-1.77	8.55
Concentración de bacterias	0.664	0.332	0.385	0.86	8.28
Producto de concentraciones	-0.274	-0.137	0.296	-0.46	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de Nitratos. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 12. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
0.345205	56.05%	39.57%	1.11%

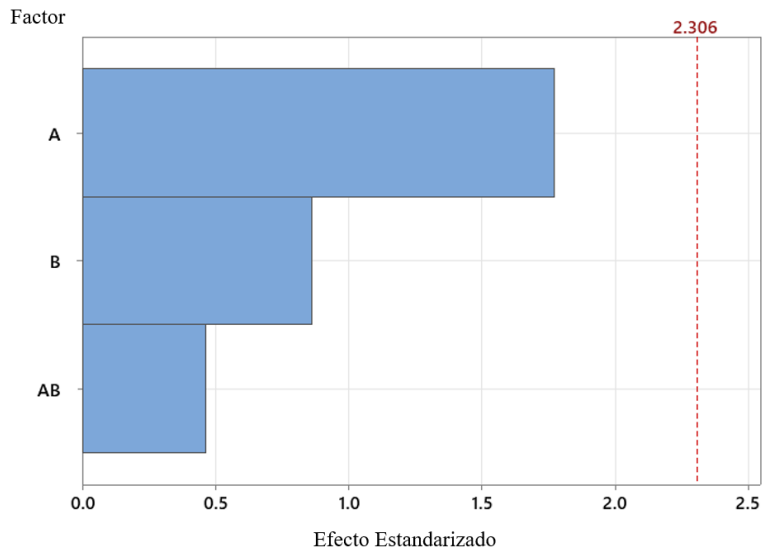
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 13. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	1.21583	0.40528	3.40	0.074
Lineal	2	1.00569	0.50284	4.22	0.056
Concentración de carbono	1	0.37492	0.37492	3.15	0.114
Concentración de bacterias	1	0.08873	0.08873	0.74	0.413
Interacciones de doble vía	1	0.02556	0.02556	0.21	0.656
Producto de concentraciones	1	0.02556	0.02556	0.21	0.656
Error	8	0.95333	0.11917		
Total	11	2.16917			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la concentración de nitratos, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 15. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitratos en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de Nitratos en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 14. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono)

Term	Efecto	Coefficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		20.08	4.33	4.63	
Concentración de carbono	2.09	1.05	6.83	0.15	8.55
Concentración de bacterias	1.32	0.66	7.66	0.09	8.28
Producto de concentraciones	-10.91	-5.46	5.88	-0.93	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de Nitritos. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los

valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 15. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
6.86780	13.90%	0.00%	0.00%

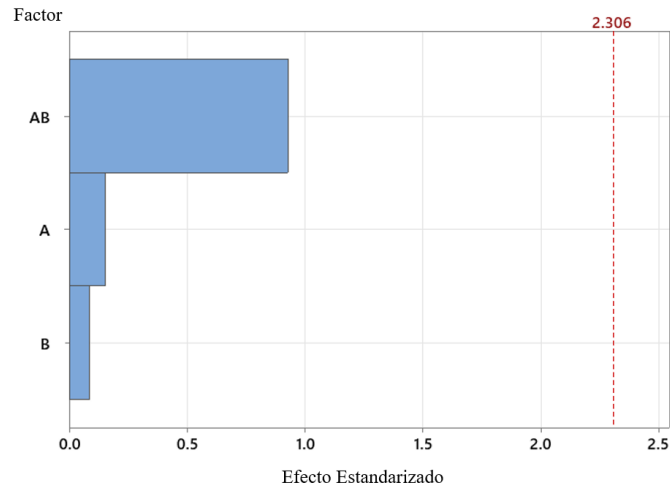
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 16. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	60.917	20.3056	0.43	0.737
Lineal	2	21.681	10.8405	0.23	0.800
Concentración de carbono	1	1.106	1.1059	0.02	0.882
Concentración de bacterias	1	0.350	0.3500	0.01	0.933
Interacciones de doble vía	1	40.596	40.5964	0.86	0.381
Producto de concentraciones	1	40.596	40.5964	0.86	0.381
Error	8	377.333	47.1667		
Total	11	438.250			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la concentración de nitritos, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 16. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitritos en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de Nitritos en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 17. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono)

Term	Efecto	Coeficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		58.29	1.29	45.35	
Concentración de carbono	-11.58	-5.79	2.03	-2.86	8.55
Concentración de bacterias	-0.28	-0.14	2.27	-0.06	8.28
Producto de concentraciones	-14.11	-7.06	1.74	-4.04	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de Nitrógeno total. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 18. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
2.03713	92.92%	90.26%	84.06%

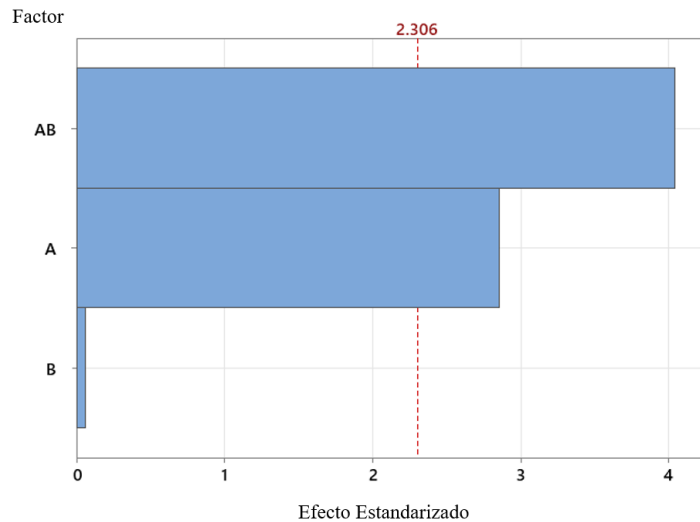
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 19. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	435.558	145.186	34.99	0.000
Lineal	2	291.660	145.830	35.14	0.000
Concentración de carbono	1	33.910	33.910	8.17	0.021
Concentración de bacterias	1	0.015	0.015	0.00	0.953
Interacciones de doble vía	1	67.888	67.888	16.36	0.004
Producto de concentraciones	1	67.888	67.888	16.36	0.004
Error	8	33.199	4.150		
Total	11	468.757			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la concentración de Nitrógeno total, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 17. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de Nitrógeno total en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 20. Coeficientes codificados y significancia de la concentración de la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida variación de carbono)

Term	Efecto	Coeficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		5.39	2.09	2.58	
Concentración de carbono	17.47	8.73	3.30	2.65	8.55
Concentración de bacterias	-2.06	-1.03	3.69	-0.28	8.28
Producto de concentraciones	22.42	11.21	2.84	3.95	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la Remoción de nitrógeno total. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 21. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
3.31466	90.80%	87.34%	79.29%

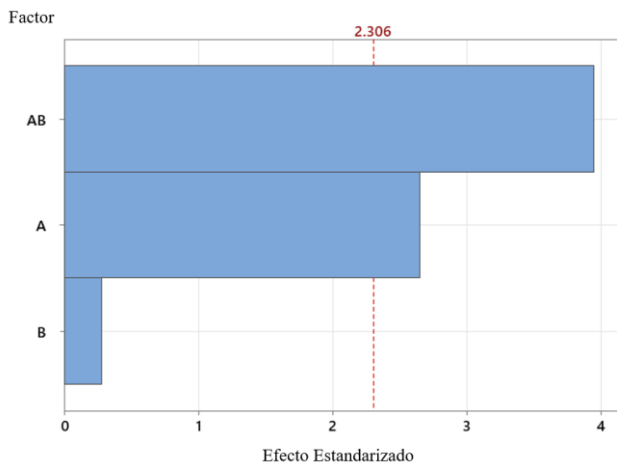
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 22. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de carbono)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	867.066	289.022	26.31	0.000
Lineal	2	518.559	259.280	23.60	0.000
Concentración de carbono	1	77.099	77.099	7.02	0.029
Concentración de bacterias	1	0.856	0.856	0.08	0.787
Interacciones de doble vía	1	171.315	171.315	15.59	0.004
Producto de concentraciones	1	171.315	171.315	15.59	0.004
Error	8	87.896	10.987		
Total	11	954.962			

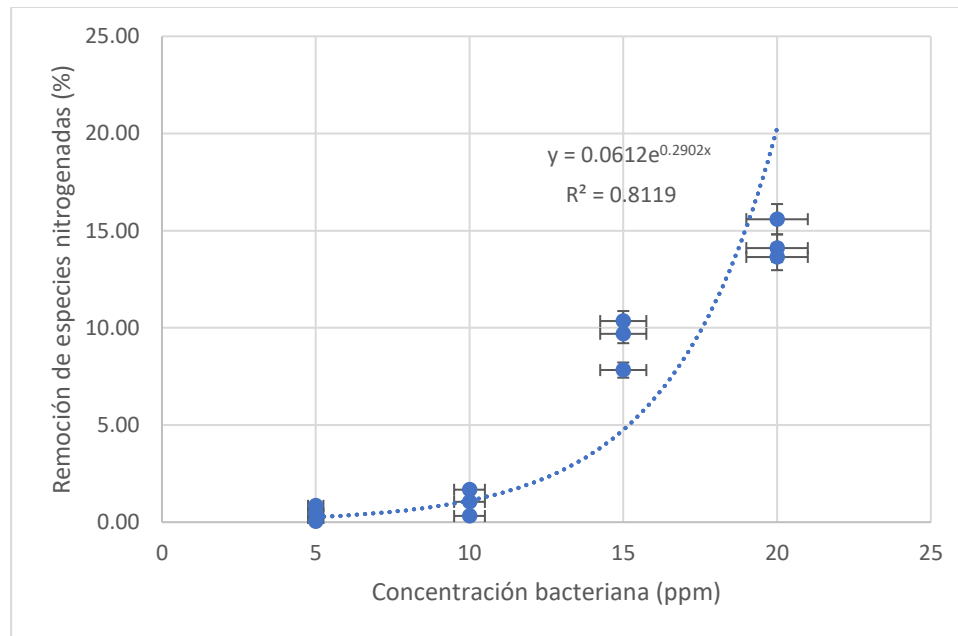
Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la Remoción de nitrógeno total, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 18. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias



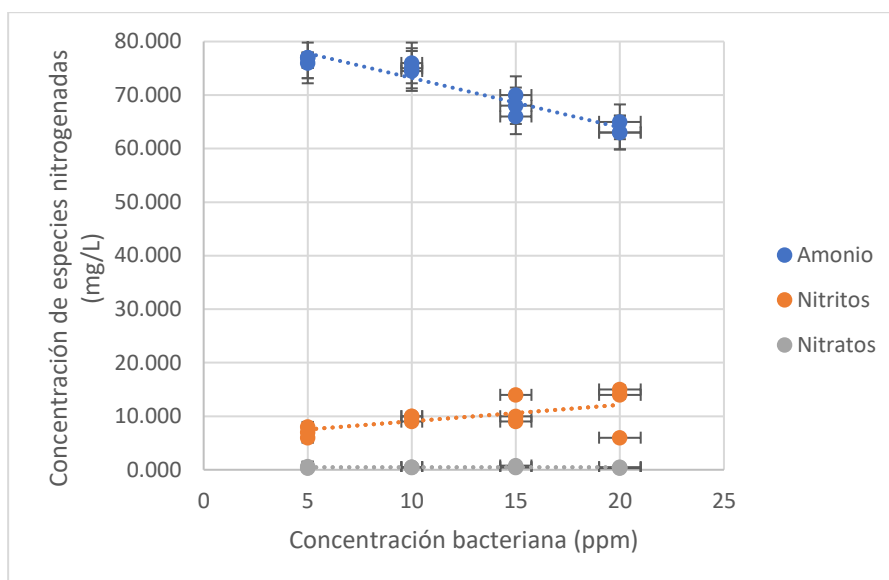
Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la Remoción de Nitrógeno Total en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 19. Remoción de especies nitrogenadas según concentración bacteriana inicial



Los puntos representan los datos experimentales de control (10 ppm), variación 1 (5 ppm), variación 2 (15 ppm) y variación 3 (20 ppm). Donde cada uno muestra variabilidad vertical horizontal. La línea punteada es el modelo cuya ecuación y error se muestran en la gráfica.

Figura 20. Concentración final de especies nitrogenadas según concentración bacteriana inicial



Los puntos representan las corridas experimentales de control (10 ppm), variación 1 (5 ppm), variación 2 (15 ppm) y variación 3 (20 ppm). La línea punteada presenta el modelo con su respectiva ecuación de regresión lineal y cuyo error asociado se presenta en la variabilidad de cada punto.

Cuadro 23. Variación de especies nitrogenadas según concentración bacteriana inicial

Concentración bacteriana (ppm)	$\Delta$ Amonio (mg/L)	$\Delta$ Nitratos (mg/L)	$\Delta$ Nitritos (mg/L)
10	$-4.9 \pm 0.23$	$0.5 \pm 0.02$	$10 \pm 0.45$
	$-5.4 \pm 0.26$	$0.5 \pm 0.02$	$10 \pm 0.45$
	$-3.9 \pm 0.19$	$0.4 \pm 0.02$	$9 \pm 0.41$
5	$-3.9 \pm 0.19$	$0.3 \pm 0.01$	$8 \pm 0.36$
	$-2.9 \pm 0.14$	$0.4 \pm 0.02$	$7 \pm 0.32$
	$-2.9 \pm 0.14$	$0.6 \pm 0.02$	$6 \pm 0.27$
15	$-13.9 \pm 0.66$	$0.5 \pm 0.02$	$14 \pm 0.63$
	$-11.9 \pm 0.57$	$0.8 \pm 0.03$	$10 \pm 0.45$
	$-9.9 \pm 0.47$	$0.4 \pm 0.02$	$9 \pm 0.41$
20	$-16.9 \pm 0.80$	$0.4 \pm 0.02$	$15 \pm 0.68$
	$-16.9 \pm 0.80$	$0.5 \pm 0.02$	$14 \pm 0.63$
	$-14.9 \pm 0.71$	$0.3 \pm 0.01$	$6 \pm 0.27$

El cuadro anterior presenta los diferenciales de concentraciones de las especies nitrogenadas analizadas según la concentración añadida de bacterias del kit comercial inicial previo y posterior a la adición de bacterias y recambio por 7 días con tiempos de retención de 24horas.

Cuadro 24. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Term</b>	<b>Efecto</b>	<b>Coefficiente</b>	<b>Error estándar del coeficiente</b>	<b>Valor T</b>	<b>Factor de inflación de la varianza</b>
Constante		70.476	0.789	89.36	
Concentración de carbono	-7.47	-3.73	1.24	-3.00	8.55
Concentración de bacterias	-5.95	-2.97	1.39	-2.13	8.28
Producto de concentraciones	-0.20	-0.10	1.07	-0.09	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de Amonio. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 25. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
1.25	96.42%	95.08%	91.94%

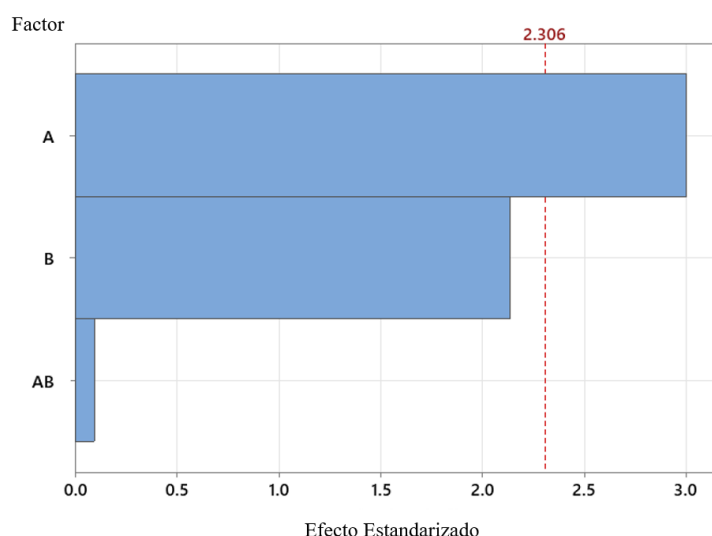
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 26. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de amonio en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	336.562	112.187	71.80	0.000
Lineal	2	330.617	165.309	105.80	0.000
concentración de Carbono	1	14.086	14.086	9.02	0.017
Concentración de bacterias	1	7.122	7.122	4.56	0.065
Interacciones de doble vía	1	0.014	0.014	0.01	0.927
Producto de concentraciones	1	0.014	0.014	0.01	0.927
Error	8	12.500	1.562		
Total	11	349.062			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la concentración de Amonio, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 21. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de amonio en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de amonio en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 27. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

Term	Efecto	Coefficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		0.5860	0.0892	6.57	
Concentración de carbono	0.174	0.087	0.141	0.62	8.55
Concentración de bacterias	-0.176	-0.088	0.158	-0.56	8.28
Producto de concentraciones	-0.370	-0.185	0.121	-1.53	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de Nitratos. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 28. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
0.141421	22.58%	0.00%	0.00%

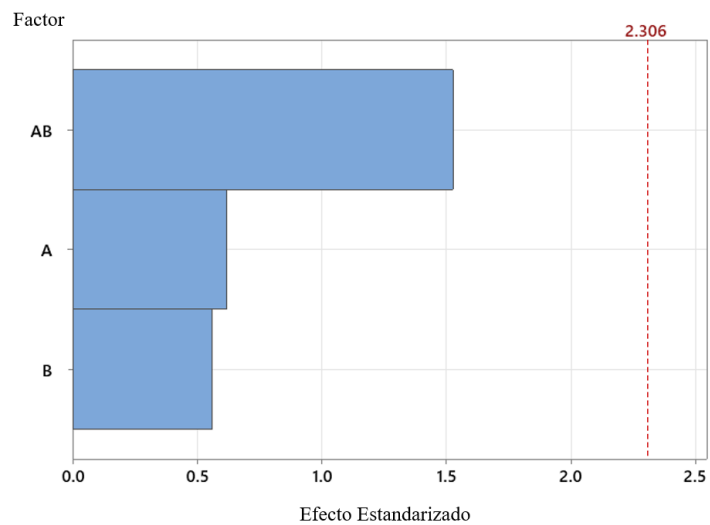
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 29. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitratos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	0.046667	0.015556	0.78	0.539
Lineal	2	0.007747	0.003874	0.19	0.828
Concentración de carbono	1	0.007674	0.007674	0.38	0.553
Concentración de bacterias	1	0.006266	0.006266	0.31	0.591
Interacciones de doble vía	1	0.046628	0.046628	2.33	0.165
Producto de concentraciones	1	0.046628	0.046628	2.33	0.165
Error	8	0.160000	0.020000		
Total	11	0.206667			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la concentración de Nitratos, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 22. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitratos en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de Nitratos en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 30. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

Term	Efecto	Coefficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		10.39	1.80	5.76	
Concentración de carbono	-1.26	-0.63	2.84	-0.22	8.55
Concentración de bacterias	5.98	2.99	3.19	0.94	8.28
Producto de concentraciones	-2.17	-1.09	2.45	-0.44	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de Nitritos. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 31. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
2.85774	36.98%	13.34%	0.00%

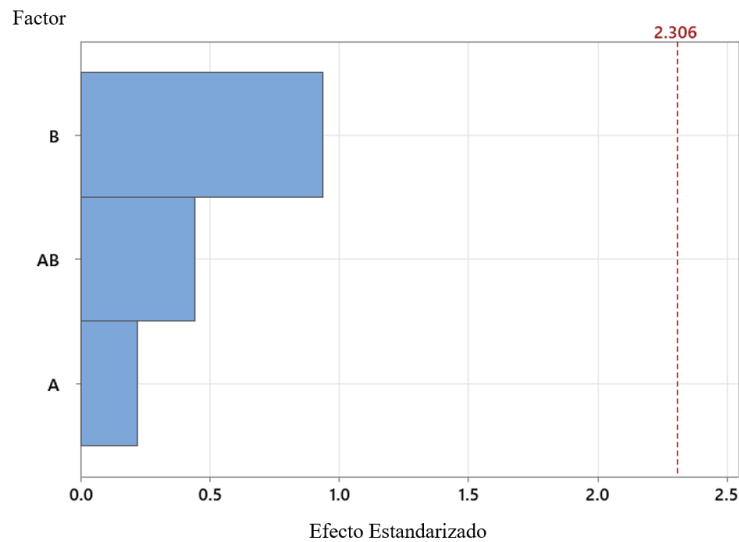
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 32. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitritos en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	38.333	12.7778	1.56	0.272
Lineal	2	36.448	18.2238	2.23	0.170
Concentración de carbono	1	0.403	0.4030	0.05	0.830
Concentración de bacterias	1	7.200	7.1995	0.88	0.375
Interacciones de doble vía	1	1.612	1.6121	0.20	0.669
Producto de concentraciones	1	1.612	1.6121	0.20	0.669
Error	8	65.333	8.1667		
Total	11	103.667			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la concentración de Nitritos, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 23. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitritos en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de Nitritos en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 33. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

Term	Efecto	Coeficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		58.110	0.359	161.71	
Concentración de carbono	-6.152	-3.076	0.566	-5.43	8.55
Concentración de bacterias	-2.847	-1.423	0.635	-2.24	8.28
Producto de concentraciones	-0.903	-0.452	0.488	-0.93	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la concentración de Nitrógeno total. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 34. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
0.569536	98.40%	97.80%	96.39%

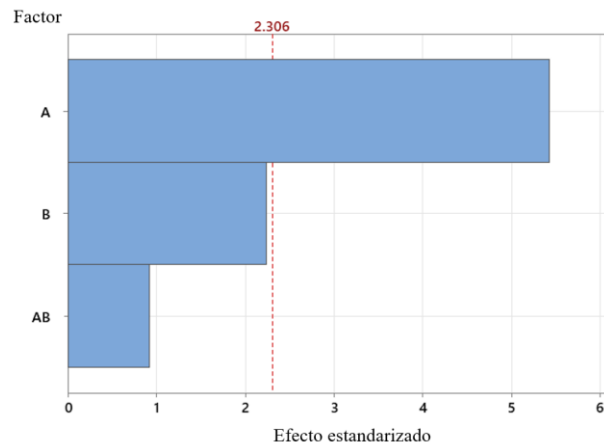
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 35. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	159.333	53.1111	163.74	0.000
Lineal	2	153.769	76.8845	237.03	0.000
Concentración de carbono	1	9.564	9.5637	29.48	0.001
Concentración de bacterias	1	1.631	1.6305	5.03	0.055
Interacciones de doble vía	1	0.278	0.2779	0.86	0.382
Producto de concentraciones	1	0.278	0.2779	0.86	0.382
Error	8	2.595	0.3244		
Total	11	161.928			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la concentración de Nitrógeno total, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 24. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la concentración de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la concentración de Nitrógeno total en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 36. Coeficientes codificados y significancia estadística de los factores de la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

Term	Efecto	Coefficiente	Error estándar del coeficiente	Valor T	Factor de inflación de la varianza
Constante		6.480	0.578	11.20	
Concentración de carbono	9.901	4.950	0.912	5.43	8.55
Concentración de bacterias	4.58	2.29	1.02	2.24	8.28
Producto de concentraciones	1.453	0.727	0.785	0.93	1.17

Este cuadro presenta los coeficientes codificados que muestran los efectos de las variables (concentración de carbono y concentración bacteriana) y su interacción sobre la Remoción de nitrógeno total. Además, muestra el valor T, valor P y el Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 37. Resumen del modelo de regresión y coeficiente de determinación de remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Error estándar de la regresión</b>	<b>Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>)</b>	<b>R-cuadrado ajustado</b>	<b>R-cuadrado de predicción</b>
0.916584	98.40%	97.80%	96.39%

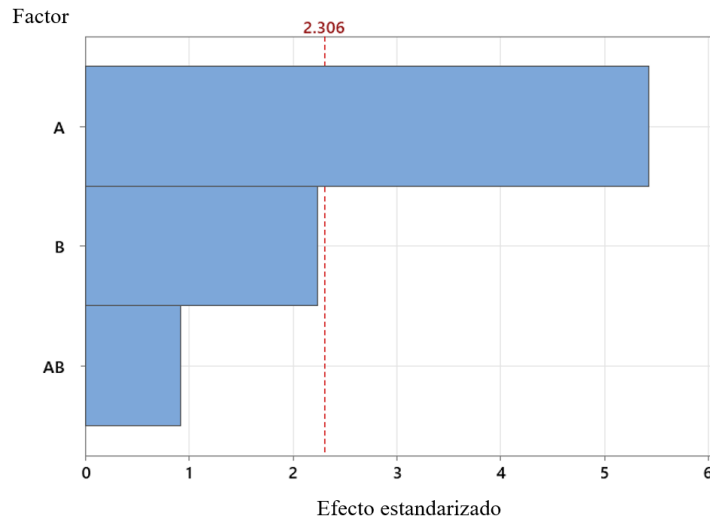
Este cuadro describe los resultados del modelo de regresión, incluyendo el error estándar de la regresión, el coeficiente de determinación (R-cuadrado), el R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 38. Análisis de varianza (ANOVA) para el efecto del carbono, bacterias y su interacción de la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y concentración bacteriana (Corrida de variación de concentración bacteriana)

<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma ajustada de cuadrado</b>	<b>Cuadro medio ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
Modelo	3	412.676	137.559	163.74	0.000
Lineal	2	398.264	199.132	237.03	0.000
Concentración de carbono	1	24.770	24.770	29.48	0.001
Concentración de bacterias	1	4.223	4.223	5.03	0.055
Interacciones de doble vía	1	0.720	0.720	0.86	0.382
Producto de concentraciones	1	0.720	0.720	0.86	0.382
Error	8	6.721	0.840		
Total	11	419.397			

Este cuadro presenta un análisis de varianza (ANOVA), sobre la Remoción de Nitrógeno total, mostrando la suma ajustada de cuadrados, el cuadro medio ajustado, los valores F y los valores P para cada fuente de variación (carbono, bacterias y su interacción). Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Figura 25. Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados para la remoción de nitrógeno total en función de la variación de carbono y bacterias



Este diagrama de Pareto muestra el impacto relativo de la concentración de carbono (A), la concentración bacteriana (B) y la interacción entre ambas (AB) sobre la Remoción de nitrógeno total en el sistema. Donde la línea vertical muestra el límite de significancia. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

## VIII. ANÁLISIS DE RESULTADOS

El experimento se diseñó para evaluar el impacto de las variaciones en la concentración de carbono y la concentración de bacterias desnitrificantes en la remoción de nitrógeno total en sistemas anaerobios. Para ello, se prepararon 12 sistemas anaerobios, evaluado cuatro diferentes condiciones de concentración de carbono y bacterias en triplicado. Las concentraciones de carbono variaron entre 164 mg/L y 933 mg/L, mientras que las concentraciones de bacterias se ajustaron entre 5 ppm y 20 ppm. El diseño experimental se realizó como un análisis factorial parcial en lugar de un análisis completo (4<sup>2</sup>) debido a limitaciones de tiempo y recursos. Este diseño parcial permitió evaluar de las interacciones clave entre las concentraciones de carbono y bacterias, sin realizar todas las combinaciones posibles, lo cual habría incrementado considerablemente la complejidad y duración del experimento.

Se hizo un recambio parcial de 500 mL de solución cada 24 horas, por lo que el tiempo de retención hidráulico (TRH) se estableció en 24 horas, aunque no se cambiara la totalidad del volumen. Este enfoque permitió que el sistema mantuviera un flujo continuo de nutrientes y bacterias, al igual que en las plantas de tratamiento, favoreciendo el desarrollo de la comunidad microbiana. Además, el recambio parcial minimizó la acumulación de subproductos tóxicos, como los ácidos grasos volátiles, que podrían haber inhibido la actividad bacteriana, un problema común en los sistemas anaerobios cuando los productos metabólicos alcanzan niveles tóxicos si no se gestionan adecuadamente. Durante el recambio, se extraían 500 mL de solución y se reemplazaban con 500 mL de la misma solución simuladora que se agregó inicialmente al sistema. Esto aseguró que se mantuvieran los parámetros iniciales de concentración y pH, lo que permitió la continuidad del proceso y el desarrollo progresivo de la comunidad microbiana sin crear condiciones de estrés que pudieran inhibir su crecimiento.

El sistema anaerobio se construyó utilizando botellas plásticas selladas, equipadas con un tubo flexible para permitir la liberación de gases generados durante la fermentación anaerobia (Ver figura 1). Este diseño evitó la entrada de oxígeno, garantizando condiciones anaerobias estrictas.

Para ello, se utilizó una botella plástica como reactor, en la que se añadió la solución simuladora de aguas residuales ordinarias. Se perforó un agujero en la tapa de la botella para insertar el tubo flexible, que fue asegurado con epoxi para evitar fugas de aire y la entrada de oxígeno. El extremo del tubo que salía de la botella estaba conectado a una trampa de gas, diseñada con una botella de menor volumen, la cual también tenía un agujero en la tapa para la entrada del tubo. Esta botella pequeña se sumergió en una cubeta con agua para crear un sello hermético, asegurando que los gases liberados por las bacterias quedaran atrapados. La tapa y el tubo de la trampa de gas se colocaron en la parte inferior de la botella pequeña, lo que impidió cualquier fuga de aire. Para evitar la aireación por turbulencia durante el proceso de recambio, se añadió un segundo tubo flexible en la parte lateral superior de la botella principal. Este tubo, también sellado con epoxi, permitía extraer y añadir solución mediante una jeringa de 100 mL, asegurando un flujo laminar. La salida de este segundo tubo se dobló y aseguró con un gancho a presión, lo que garantizaba un cierre completo del flujo de aire y solución.

Debido a que la composición de las aguas residuales es compleja y variante. Se decidió preparar soluciones simuladoras de aguas residuales por medio de reactivos no patogénicos. En el Cuadro 4, se detallan las cantidades agregadas de los reactivos seleccionados, como cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ), fosfato de sodio ( $\text{Na}_3\text{PO}_4$ ), fertilizante, maíz triturado y urea. El cuadro 5 muestra las concentraciones calculadas de cada especie química en función de las cantidades añadidas de cada compuesto; con el fin de simular condiciones representativas de una planta de tratamiento de aguas residuales. Estos reactivos fueron elegidos por sus características específicas que proporcionan una fuente controlada de nitrógeno, fósforo, y carbono, elementos esenciales para el desarrollo de los microorganismos anaerobios y para las reacciones involucradas en la remoción de especies nitrogenadas.

El cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) fue seleccionado como una fuente principal de amonio en el sistema debido a su alta solubilidad en agua y su capacidad para proporcionar una cantidad constante de iones amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), necesarios para la evaluación de la remoción de nitrógeno en condiciones anaerobias. Al disolverse en agua desionizada, el cloruro de amonio se disocia completamente en iones amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), lo que asegura que la concentración inicial de amonio en la solución sea predecible y uniforme (Metcalf & Eddy, 2014). Esta disociación rápida permite que los iones amonio estén disponibles para los procesos de asimilación microbiana y para las reacciones de desnitrificación disimilatoria (DNRA), en las que parte del nitrógeno se retiene

en forma de amonio en lugar de ser convertido en nitrógeno gaseoso. La cantidad de cloruro de amonio utilizada se ajustó para generar una concentración inicial de aproximadamente 70 mg/L de amonio, valor dentro de los rangos observados en sistemas de aguas residuales industriales o domésticas, lo que permite evaluar la capacidad del sistema para remover este tipo de carga nitrogenada.

Por otro lado, la urea  $[(\text{NH}_2)_2\text{CO}]$  se utilizó como una fuente suplementaria de nitrógeno. La urea es un compuesto que, al disolverse en agua, experimenta una hidrólisis enzimática catalizada por la ureasa, liberando amonio y dióxido de carbono en el sistema. Este proceso convierte la urea en una fuente de amonio adicional, que complementa la cantidad de amonio proporcionada por el cloruro de amonio, y asegura que la concentración total de nitrógeno en forma de amonio esté controlada en el sistema. Dado que las bacterias desnitrificantes pueden utilizar el amonio liberado por la urea, este compuesto permitió estudiar el comportamiento del sistema cuando se incrementa la carga nitrogenada, y cómo los bacilos presentes manejan esta mayor disponibilidad de nitrógeno amoniacal.

El fosfato de sodio ( $\text{Na}_3\text{PO}_4$ ) fue incluido en las soluciones como fuente de fósforo, un nutriente esencial para el crecimiento bacteriano. Las bacterias, especialmente en sistemas anaerobios, requieren fósforo para sintetizar ATP y otros compuestos esenciales en sus procesos metabólicos. Al disolverse en agua desionizada, el fosfato de sodio proporciona fosfatos inorgánicos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), que son asimilados por las bacterias desnitrificantes. La cantidad utilizada de fosfato de sodio fue ajustada para proporcionar una concentración adecuada de fósforo (aproximadamente 0.5950 g), de acuerdo con las relaciones típicas de nutrientes C:N en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

El fertilizante añadido contenía 5% de nitrógeno y 10% de fósforo, en forma de una mezcla de compuestos orgánicos e inorgánicos. Este fertilizante proporcionó un suministro adicional de nitrógeno y fósforo, con el objetivo de estudiar cómo las bacterias responden a fuentes mixtas de nutrientes. Aunque el fertilizante incluía nitrógeno en formas orgánicas, este nitrógeno también podía ser convertido en amonio a través de procesos de descomposición y mineralización en el sistema anaerobio, aumentando la complejidad del ambiente nutricional.

Se utilizó maíz triturado debido a que es una fuente rica en carbohidratos en forma de almidón, hemicelulosa y celulosa, cuenta con bajas concentraciones de componentes tóxicos, facilidad de procesamiento y disponibilidad. El maíz triturado utilizado fue sometido a un proceso de absorción de gases donde se determinó que 42.53% es carbono. Esto porque actualmente existe una gran cantidad de estudios que evalúan compuestos orgánicos simples como glicerol, glucosa, succinato, etanol y metanol. Donde el metanol es la fuente de carbono externa más popular debido a los rendimientos de desnitrificación. El problema con estas fuentes de carbono es que son costosas y representan hasta el 70% de los gastos totales de funcionamiento y mantenimiento de una planta de tratamiento (Zhu, et al., 2015). De manera que es necesario encontrar fuentes de carbono externas más económicas para experimentar.

La selección de las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo en la simulación de aguas residuales para esta investigación se fundamenta en la búsqueda de un modelo que represente de manera adecuada las condiciones reales de aguas residuales no tratadas, utilizando la literatura técnica reconocida. La fuente de Metcalf & Eddy es una referencia estándar en el campo de la ingeniería de aguas residuales, ampliamente aceptada y utilizada a nivel mundial por su precisión y profundidad en la descripción de los procesos de tratamiento. Basar la investigación en esta fuente asegura que los resultados estén alineados con estándares técnicos validados y permite compararlos con otros estudios internacionales y aplicaciones prácticas.

En el caso de Guatemala, los datos disponibles sobre la composición de las aguas residuales suelen ser más generales y no discriminan entre especies orgánicas e inorgánicas. Esto representa una limitación al realizar simulaciones específicas y detalladas. La elección de los datos de Metcalf & Eddy supera esta barrera, permitiendo un análisis más riguroso de los procesos específicos, como la desnitrificación y la mineralización, y proporcionando información técnica que la disponible localmente.

Como se aprecia en el cuadro 4, las concentraciones seleccionadas para esta simulación abarcan un rango que permite estudiar distintos escenarios de carga contaminante. El carbono orgánico fue seleccionado entre 164 mg/L y 933 mg/L, lo que abarca desde una concentración media hasta alta, permitiendo observar cómo varía la remoción de especies nitrogenadas a medida que aumenta la carga orgánica. Para el nitrógeno total, así como para sus formas orgánicas y de amonio, se seleccionaron concentraciones que oscilan entre 25 mg/L y 46 mg/L. Este rango cubre

desde una carga moderada hasta una alta, lo que es fundamental para estudiar procesos como la nitrificación y la desnitrificación, que dependen directamente de las concentraciones de nitrógeno en el sistema. En el caso del fósforo, se seleccionaron 7.3 mg/L para el fósforo orgánico y 5.2 mg/L para el fósforo inorgánico, reflejando una situación realista donde ambas formas están presentes.

Por otro lado, se calcularon las proporciones de nutrientes C:N:P son fundamentales para asegurar que las bacterias que participan en procesos de tratamiento biológico, como la desnitrificación, dispongan de los nutrientes esenciales en las proporciones adecuadas para maximizar su actividad metabólica. Teóricamente, las bacterias desnitrificantes y otras bacterias involucradas en procesos anaerobios suelen operar de manera más eficiente en una relación C:N:P de aproximadamente 100:5:1. Esta proporción es la más efectiva porque garantiza un balance entre la disponibilidad de carbono, que actúa como fuente de energía; el nitrógeno, necesario para la síntesis de proteínas y otros compuestos celulares; y el fósforo, esencial para la formación de ácidos nucleicos y fosfolípidos.

En las formulaciones presentadas, las proporciones de C:N varían con el objetivo de probar diferentes escenarios de tratamiento. Se evaluaron relaciones como 13:5:1, 15:5:1, 57:5:1, y 76:5:1, con la intención de analizar cómo influye la cantidad de carbono en el proceso de remoción de nitrógeno en el sistema anaerobio. Las bacterias involucradas en el tratamiento de aguas residuales requieren una cantidad mínima de carbono para llevar a cabo la desnitrificación, y al aumentar la proporción de carbono en la relación, es posible estudiar si una mayor disponibilidad de carbono mejora la remoción de nitrógeno, o si lleva a la acumulación de subproductos como nitritos. Estas proporciones fueron seleccionadas para observar tanto los efectos de un exceso de carbono (como en las relaciones más altas de 57:5:1 y 76:5:1) como un balance más cercano al control (13:5:1), y evaluar cómo las diferentes concentraciones impactan en la actividad bacteriana, la eficiencia de los procesos de desnitrificación y la acumulación de especies nitrogenadas en el sistema anaerobio.

En el experimento evaluó el impacto de dos factores principales: la concentración de carbono y la cantidad de bacilos desnitrificantes, sobre la remoción de amonio, nitritos y nitratos en un sistema anaerobio. Los resultados obtenidos reflejan la interacción entre estos parámetros y su influencia sobre los mecanismos de desnitrificación, los cuales son fundamentales para la remoción de nitrógeno en aguas residuales. En este contexto, es importante señalar que los sistemas anaerobios tienen limitaciones inherentes para la remoción de nitrógeno en comparación con los

sistemas aerobios, debido a la ausencia de oxígeno, lo que afecta tanto las tasas de nitrificación como de desnitrificación.

Las pruebas de concentración de carbono se realizaron para evaluar el efecto de distintas concentraciones de carbono en la remoción de especies nitrogenadas (amonio, nitritos y nitratos) en un sistema anaerobio. Las concentraciones utilizadas fueron: 164, 208, 700 y 933 mg/L de carbono, utilizando maíz triturado como fuente principal de carbono. En el Cuadro 6, se presentan los valores de concentración de amonio, nitritos y nitratos en cada una de las condiciones experimentales.

En la Figura 2, se observa que, a medida que aumenta la concentración de carbono, la remoción de amonio incrementa significativamente, como muestra en la estadística posterior. A una concentración de 164 mg/L de carbono, se logró una remoción mínima de 0.7% (m/m), mientras que a la mayor concentración evaluada de 933 mg/L, la remoción de amonio alcanzó el 24.3% (m/m). Este incremento significa que parte del carbono del maíz fue aprovechado por las bacterias desnitrificantes como fuente de energía y donador de electrones para catalizar la conversión de amonio. Donde a mayor concentración de maíz triturado, carbono, presente en el medio las bacterias tuvieron una mayor actividad que se refleja en la conversión y remoción total de especies nitrogenadas. La gráfica presenta una tendencia positiva con un valor de  $R^2$  de 0.6938, lo que sugiere una relación parcial entre las variables.

Los resultados anteriores indican que el tratamiento de trituración aplicado al maíz es suficiente para que las bacterias desnitrificantes aprovechan parte del carbono contenido en su estructura, lo que demuestra que el método funcionó como se esperaba. Aunque existen técnicas más avanzadas de pretratamiento, como la hidrólisis térmica o química, que podrían haber incrementado el rendimiento al hacer el carbono más accesible, el objetivo del experimento era probar un método más económico y simple. La trituración del maíz permitió liberar carbohidratos, como almidón, hemicelulosa y celulosa, que las bacterias metabolizaron en el proceso de desnitrificación.

La estructura del maíz, rica en polisacáridos, y la capacidad de las bacterias desnitrificantes para producir enzimas específicas como celulasa, hemicelulasa y amilasa, fue clave en la degradación parcial del maíz. Estas enzimas descomponen la celulosa y hemicelulosa de la pared

celular del maíz en azúcares más simples, como glucosa, xilosa y arabinosa, que pueden ser utilizados por las bacterias. Asimismo, la amilasa descompone el almidón presente en el maíz en maltosa y glucosa, proporcionando una fuente accesible de carbono para su metabolismo. Aunque otros pretratamientos más complejos podrían haber mejorado el rendimiento, la trituración demostró ser viable y suficiente para que las bacterias utilizaran el carbono del maíz como fuente de energía y donador de electrones en el proceso de desnitrificación, cumpliendo con los objetivos de simplicidad y bajo costo.

Al evaluar la transformación de especies nitrogenadas en la solución luego de los 7 días de recambio se observa que el amonio disminuye mientras que los nitritos y nitratos aumentan (Ver Cuadro 6). A menor cantidad de carbono se observa menor reducción de amonio y mayor concentración de nitratos. Mientras que la variación de los nitritos no presenta tendencia ordenada. La transformación entre especies se da debido a enzimas producidas por los bacilos que catalizan las reacciones de conversión de especies. Donde se dan las condiciones para el descenso de amonio ya que este da lugar a la generación de nitratos y nitritos.

Por otro lado, al observar las concentraciones finales de cada especie nitrogenada, en la Figura 2, se aprecia que a pesar de la disminución de amonio este sigue siendo la especie nitrogenada predominante en la solución y a medida que aumenta la concentración de carbono esta se encuentra en menor proporción. En cuanto a la concentración de nitratos esta es escasa en todos los casos a diferencia de la concentración de nitritos que aumenta según la cantidad de carbono en la solución. Esta acumulación temporal se debe a que la reducción de nitratos a nitritos es un proceso más rápido que la reducción de nitritos a  $N_2$ . Esta acumulación es un fenómeno común en sistemas donde la desnitrificación no es completamente eficiente, lo que puede deberse a un tiempo de retención insuficiente. Entonces, los nitritos tienden a acumularse en lugar de ser convertidos completamente a nitrógeno gaseoso. Este comportamiento sugiere que, aunque el carbono es necesario para la desnitrificación, la reducción completa de nitritos a nitrógeno gaseoso no ocurrió dentro del tiempo de retención establecido, lo que generó una acumulación de nitritos.

Para el análisis de significancia de las pruebas de concentración de carbono se determinaron diferentes valores estadísticos para la concentración final de amonio, nitritos, nitratos, nitrógeno total y remoción de nitrógeno total.

Para la concentración final de amonio, se observa en el Cuadro 8. Que el efecto de la concentración de carbono es notablemente mayor (-15.36) en comparación con el de la concentración de bacterias (-1.06), lo que sugiere que el carbono tiene un impacto significativamente mayor en la concentración de amonio. Este efecto negativo indica que, a mayor concentración de carbono, la concentración de amonio disminuye. El producto de las concentraciones (carbono\*bacterias) también tiene un efecto significativo (-13.80), lo que sugiere una interacción entre estas dos variables. Esto indica que, aunque la concentración de bacterias por sí sola no sea significativa, la combinación de carbono y bacterias potencia la remoción de amonio. Es importante destacar que el efecto conjunto de ambos factores no es simplemente aditivo; más bien, su interacción tiene un impacto sinérgico en la remoción de amonio, lo que demuestra que la presencia de carbono facilita la actividad de las bacterias desnitrificantes.

En cuanto al modelo de regresión, el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) del 95.47% en el Cuadro 9 indica una alta correspondencia entre el modelo y los datos experimentales relacionados con la concentración de amonio, lo que sugiere que el modelo captura la variabilidad observada en los datos. Sin embargo, cabe señalar que, aunque el modelo muestra la variabilidad en los datos experimentales, su capacidad predictiva para otras especies, como nitritos y nitratos, no es robusta. Este contraste subraya la necesidad de analizar las variables clave para mejorar la capacidad predictiva del modelo en futuras pruebas.

El análisis de Varianza, Cuadro 10., presenta la suma ajustada de cuadrados (59.610) y el valor F (14.03) para la concentración de carbono. Estos indican que esta variable tiene un efecto en la concentración de amonio (valor P de 0.006). Esto refuerza lo observado en el cuadro de coeficientes codificados. En el diagrama de Pareto (ver Figura 6), se observa que la interacción entre la concentración de carbono y bacterias (AB) es el factor con mayor efecto estandarizado, seguido por la concentración de carbono (A). La concentración de bacterias (B) tiene un efecto mucho menor. La línea roja vertical marca el umbral de significancia (2.306), y tanto la interacción como la concentración de carbono superan este umbral, lo que confirma que ambos factores tienen un impacto significativo en la concentración de amonio. Por otro lado, la concentración de bacterias, por sí sola, no alcanza este umbral de significancia.

Para la concentración final de nitratos, en el Cuadro 12, se observan los coeficientes codificados. La concentración de carbono muestra un efecto negativo (-1.218), lo que indica que al

aumentar la cantidad de carbono, la concentración de nitratos disminuye, aunque el valor T (-1.77) y el valor P (0.114) no alcanzan un nivel de significancia estadística fuerte. En el caso de las bacterias, el efecto positivo (0.664) sugiere que, a medida que aumenta la concentración de bacterias, también aumenta la concentración de nitratos. Sin embargo, con un valor P de 0.86, este efecto tampoco es significativo. El producto de las concentraciones de carbono y bacterias (-0.274) indica una interacción negativa, aunque también carece de significancia estadística (valor P 0.656). Esto podría sugerir que la interacción entre ambas variables no es tan determinante en la concentración final de nitratos bajo las condiciones del experimento. El VIF muestra un valor aceptable, lo que sugiere que no hay un problema severo de multicolinealidad.

En cuanto al modelo de regresión, Cuadro 13, se obtiene un  $R^2$  de 56.05%, el modelo no tiene una capacidad predictiva para la concentración de nitratos, y el R-cuadrado ajustado de 39.57% refuerza la idea de que el modelo podría mejorarse para explicar mejor la variabilidad en los datos. El Cuadro 14 muestra el análisis de varianza, en el cual la concentración de carbono presenta una cierta relevancia (valor P de 0.114), aunque no llega a ser significativa al nivel del 0.05. Las interacciones de doble vía (concentración de carbono y bacterias) no parecen ser significativas en este análisis.

Con respecto al diagrama de Pareto, en la Figura 7, los resultados muestran que la variable A (carbono) tiene el mayor efecto sobre la concentración de nitratos, seguido por la interacción de doble vía entre el carbono y las bacterias (AB), mientras que la variable B (bacterias) tiene un efecto mucho menor. La línea de significancia de 2.306 marca el umbral donde los efectos serían significativos, y en este caso, ninguna de las variables alcanza este umbral. Esto sugiere que los factores no tienen una influencia significativamente fuerte sobre la concentración de nitratos en las condiciones estudiadas, lo cual coincide con los resultados obtenidos en el análisis de varianza y regresión.

Para la concentración final de nitritos, en el Cuadro 15, los coeficientes codificados reflejan cómo la variación de la concentración de carbono y de bacterias afecta la concentración de nitritos. El coeficiente de la concentración de carbono es positivo, lo que indica que un aumento en la concentración de carbono tiende a incrementar la concentración de nitritos. Por el contrario, la interacción entre la concentración de carbono y bacterias presenta un coeficiente negativo, lo que sugiere que la combinación de ambos factores disminuye la concentración de nitritos. Si bien la

concentración de bacterias muestra un coeficiente positivo que sugiere su importancia en la producción de nitritos, los valores de T y P indican que esta relación no es estadísticamente significativa ( $P > 0.05$ ). Esto sugiere que, aunque la tendencia observada podría tener relevancia práctica, no es lo suficientemente fuerte como para considerarse significativa en términos estadísticos en este experimento.

La regresión de este parámetro, en el Cuadro 16, presenta un  $R^2$  de 13.90%, esto indica que el modelo no explica las variaciones en los datos experimentales. El R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción son extremadamente bajos, lo que confirma la escasa capacidad predictiva del modelo en este caso. Esto puede sugerir que otros factores no considerados en el análisis están influyendo en la concentración de nitritos. En el Cuadro 17, el análisis de varianza no muestra resultados estadísticamente significativos para las fuentes de variación estudiadas. Los valores de F para la concentración de carbono, bacterias, y su interacción son bajos, con valores P superiores a 0.05, lo que indica que las diferencias observadas en la concentración de nitritos no se pueden atribuir de manera confiable a las variaciones de estos factores. Esto podría sugerir que la producción de nitritos no es especialmente sensible a las concentraciones de carbono y bacterias dentro de los rangos evaluados.

El diagrama de Pareto de la Figura 6 muestra que la interacción entre la concentración de carbono y bacterias (AB) tiene el mayor efecto sobre la concentración de nitritos, seguido por el efecto individual de la concentración de carbono (A). Sin embargo, dado que ninguno de los efectos cruza la línea de significancia (2.306), esto refuerza la conclusión de que estos efectos no son significativos. Esto respalda la interpretación de que otros factores, posiblemente fuera del diseño experimental, están afectando la concentración de nitritos en el sistema.

Para la concentración final de nitrógeno total, el Cuadro 18 muestra los coeficientes codificados. Un valor T negativo, como se ve en la concentración de carbono (-2.86), indica una disminución en la concentración de nitrógeno total con el aumento del carbono, lo que se refleja en el valor P de 0.021, considerado estadísticamente significativo. El Factor de Inflación de la Varianza (VIF) es bajo, indicando poca multicolinealidad. El Cuadro 19 presenta el modelo de regresión, con un  $R^2$  de 92.92%, lo cual indica que el modelo explica una gran parte de la variabilidad en los datos de nitrógeno total. El R-cuadrado ajustado y el R-cuadrado de predicción también son altos, reflejando que el modelo es robusto y preciso en la predicción. En el Cuadro 20, el análisis de

varianza muestra que tanto la concentración de carbono como el producto de las concentraciones de carbono y bacterias tienen un impacto estadísticamente significativo en la concentración de nitrógeno total, con un valor P de 0.021 y 0.004 respectivamente, lo que indica que estas variables son clave para entender la variación en nitrógeno total.

Con respecto a la remoción de nitrógeno total, en el Cuadro 21, se observa que tanto la concentración de carbono como la interacción entre carbono y bacterias tienen un efecto positivo y significativo sobre la remoción de nitrógeno total. El coeficiente para la concentración de carbono es de 8.73, lo que indica que un aumento en la concentración de carbono aumenta la remoción de nitrógeno total. Este hallazgo es consistente con el hecho de que una mayor disponibilidad de carbono proporciona una fuente de electrones para las bacterias desnitrificantes, facilitando la conversión de especies nitrogenadas (como nitritos y nitratos) en  $N_2$  gas. La interacción entre carbono y bacterias muestra un coeficiente positivo de 11.21, lo que sugiere que estos dos factores, en conjunto, mejoran la remoción de nitrógeno en el sistema. En contraste, la concentración de bacterias tiene un efecto negativo menor y no significativo sobre la remoción de nitrógeno (-1.03), lo que indica que en este caso, aumentar las bacterias por sí solo no mejora sustancialmente la remoción (ver Cuadro 21).

En el Cuadro 22, se muestra un  $R^2$  de 90.80%, lo que indica que el modelo muestra una porción considerable de la variabilidad en los datos de remoción de nitrógeno total. El R-cuadrado ajustado de 87.34% refuerza esta afirmación, sugiriendo que el modelo predice los resultados dentro del rango de condiciones evaluadas. En el Cuadro 23, el análisis de varianza confirma que tanto la concentración de carbono como la interacción entre carbono y bacterias tienen un efecto significativo sobre la remoción de nitrógeno total, con valores P de 0.029 y 0.004, respectivamente. Estos valores indican que estos factores tienen una alta probabilidad de influir en la remoción de nitrógeno en condiciones similares. El valor F elevado para el producto de concentraciones (15.59) indica una fuerte interacción entre estos dos factores, lo que sugiere que su combinación puede mejorar la remoción del sistema.

En la Figura 6, el Diagrama de Pareto de los efectos estandarizados muestra que el efecto combinado de carbono y bacterias (AB) tiene el mayor impacto en la remoción de nitrógeno total, seguido de la concentración de carbono (A). La concentración de bacterias (B), aunque está

presente, tiene un impacto menor en comparación con los otros factores. La línea roja muestra el umbral de significancia estadística, y los efectos que superan esta línea se consideran significativos.

Para el cumplimiento del tercer objetivo se realizaron pruebas variando la concentración inicial de bacterias añadidas al sistema. En la Figura 4, se observa que la remoción de especies nitrogenadas aumenta de forma exponencial a medida que se incrementa la concentración bacteriana, desde 5 hasta 20 ppm. La ecuación de regresión exponencial ajustada presenta un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.8119, lo que indica una correlación relativamente fuerte entre la concentración de bacterias y la remoción de nitrógeno. A concentraciones bajas de bacterias, entre 0 y 5 ppm, la remoción es mínima, con valores cercanos a cero. Sin embargo, a concentraciones más altas (15-20 ppm), la remoción de especies nitrogenadas aumenta significativamente, alcanzando un máximo cercano al 24%. Estos resultados sugieren que, aunque las concentraciones bajas de bacterias no son suficientes para una remoción significativa, a partir de 15 ppm se obtiene una mayor actividad desnitrificante. Esta tendencia es coherente con la mayor presencia de enzimas desnitrificantes a concentraciones bacterianas más elevadas.

Con respecto a la concentración final de especies nitrogenadas (amonio, nitritos y nitratos), la Figura 5 muestra que el amonio presenta una tendencia decreciente a medida que la concentración bacteriana aumenta. A concentraciones bajas de bacterias, como 5 ppm, la concentración final de amonio es cercana a 80 mg/L. A medida que se incrementa la concentración bacteriana hasta 20 ppm, la concentración final de amonio disminuye hasta aproximadamente 60 mg/L. Esta reducción de amonio refleja la mayor capacidad de desnitrificación a concentraciones bacterianas más altas, lo cual sugiere que una mayor cantidad de bacterias contribuye a una mayor transformación de amonio.

Por otro lado, los nitritos muestran una tendencia opuesta: a medida que aumenta la concentración bacteriana, los nitritos incrementan ligeramente, con concentraciones finales que van desde 5 mg/L a 15 mg/L. Esto indica que, aunque las bacterias son capaces de convertir amonio en nitritos, el proceso de desnitrificación no se completa, lo que lleva a la acumulación de nitritos en el sistema. Finalmente, los nitratos se mantienen en concentraciones finales bajas, (alrededor de 0 mg/L) en todas las concentraciones bacterianas evaluadas. Esto sugiere que los nitratos son convertidos a nitritos, pero el proceso posterior de reducción de nitritos a  $N_2$  es baja (probado estequiométricamente). Este comportamiento, donde el amonio disminuye y los nitritos se

acumulan, indica de un sistema en el que la desnitrificación es parcial. Aunque la actividad bacteriana es suficiente para reducir el amonio, el tiempo de retención o las condiciones experimentales no fueron suficientes para completar la desnitrificación de los nitritos a nitrógeno gaseoso.

Con respecto a la variación de especies nitrogenadas según la concentración bacteriana inicial, en el Cuadro 7, se observa que la mayor remoción de amonio ocurre a una concentración bacteriana de 20 ppm, con una disminución máxima de -16.9 mg/L. A concentraciones menores, como 5 y 10 ppm, la remoción de amonio es mucho menor, con valores de hasta -2.9 mg/L. Por otro lado, los nitritos muestran una tendencia opuesta, incrementándose a medida que aumenta la concentración bacteriana, alcanzando un máximo de 15 mg/L en las condiciones con 20 ppm de bacterias. Los nitratos, sin embargo, presentan solo cambios leves, con variaciones máximas de 0.6 mg/L en concentraciones más bajas de bacterias (10 ppm). Estos datos confirman que la concentración bacteriana tiene un impacto directo en la remoción de amonio y la acumulación de nitritos, mientras que los nitratos se transforman rápidamente, pero no se completa la desnitrificación a nitrógeno gaseoso.

Para el análisis de validez de las pruebas de concentración de bacteriana se determinaron diferentes valores estadísticos para la concentración final de amonio, nitritos, nitratos, nitrógeno total y remoción de nitrógeno total.

Para la concentración final de amonio, en el Cuadro 24, se presentan los coeficientes codificados en función de las variaciones de carbono y bacterias. El valor del coeficiente para la concentración de carbono es negativo (-7.47), lo que indica que al aumentar la concentración de carbono, la concentración de amonio disminuye. Esto es coherente con el comportamiento esperado, ya que una mayor disponibilidad de carbono favorece el crecimiento bacteriano, lo que lleva a un mayor consumo de amonio como fuente de nitrógeno. La concentración de bacterias también muestra un coeficiente negativo (-5.95), sugiriendo una disminución en la concentración de amonio con el aumento de las bacterias, lo que respalda la idea de que la actividad bacteriana contribuye a la conversión de amonio en otras formas de nitrógeno. Sin embargo, la interacción entre ambos factores tiene un impacto marginal (coeficiente -0.10), lo que indica que la interacción no es significativa.

La regresión, Cuadro 25, presenta los valores de  $R^2$  (96.42%) y R-cuadrado ajustado (95.08%) son elevados, lo que indica que el modelo de regresión es capaz de explicar gran parte de la variabilidad observada en la concentración de amonio. El error estándar de 1.25 es relativamente bajo, lo que refuerza la precisión del modelo. El Cuadro 26, que muestra los resultados del análisis de varianza, destaca que tanto la concentración de carbono como la concentración de bacterias tienen una influencia significativa en la concentración de amonio, con valores P de 0.017 y 0.065, respectivamente. Esto implica que ambos factores contribuyen a la variabilidad en la concentración de amonio. El Diagrama de Pareto (Figura 6), se observa que la concentración de carbono (A) tiene el mayor efecto sobre la concentración de amonio, seguido por la concentración de bacterias (B). La interacción entre ambos factores (AB) tiene un efecto mucho menor, lo que sugiere que los factores individuales que su interacción conjunta para la disminución del amonio en el sistema.

Para la concentración final de nitratos, Cuadro 27, los efectos de la concentración de carbono (0.174) y bacterias (-0.176) son muy bajos, y los P-valores indican que no son estadísticamente significativos. Esto sugiere que ni el carbono ni las bacterias tienen un impacto considerable sobre los niveles de nitratos bajo las condiciones estudiadas. En el Cuadro 28, se muestra un  $R^2 = 22.58\%$  que refleja que el modelo no ajusta bien los datos, indicando que los factores seleccionados no explican gran parte de la variabilidad en la concentración de nitratos. Según el análisis de varianza, Cuadro 29, los factores principales no tienen un impacto significativo sobre los niveles de nitratos (P-valor  $> 0.05$ ), lo que concuerda con la baja capacidad predictiva del modelo para esta variable. La figura x, diagrama de Pareto, muestra que la interacción entre la concentración de carbono y las bacterias tiene un impacto mayor, aunque sigue siendo bajo. Esto refuerza la idea de que otros factores no considerados en este modelo pueden estar influyendo en la concentración de nitratos.

Para la concentración final de nitritos, el cuadro 30, analiza los coeficientes codificados y su significancia estadística. Los valores muestran que tanto la concentración de carbono (-1.26) como el producto de las concentraciones (-2.17) tienen un impacto negativo en la concentración de nitritos. La concentración de bacterias tiene un efecto positivo (+5.98), sugiriendo que un aumento en la concentración bacteriana incrementa la concentración de nitritos. El valor T para la interacción de las concentraciones es bajo (-0.44), indicando poca significancia estadística en la interacción. El cuadro 31 muestra los resultados del modelo de regresión con un coeficiente de determinación  $R^2$  de 36.98%, lo que indica que el modelo explica una parte significativa de la variabilidad en los

datos, aunque no es suficiente para predecir con alta precisión (R-cuadrado de predicción 0.00%). Según el análisis de varianza, cuadro 32, ni la concentración de carbono ni la concentración de bacterias tienen efectos estadísticamente significativos en la variación de los nitritos, como lo reflejan los valores P altos ( $>0.05$ ). Sin embargo, las interacciones entre las concentraciones sí tienen efecto, pero no lo suficientemente significativo. Finalmente, el diagrama de Pareto (figura 6) muestra que la concentración de bacterias (B) tiene el mayor impacto relativo sobre la concentración de nitritos, seguida por la interacción entre carbono y bacterias (AB), mientras que la concentración de carbono (A) tiene el menor efecto.

Para los valores de concentración de nitrógeno total, el análisis de los coeficientes codificados, Cuadro 33, muestra que tanto la concentración de carbono como la concentración bacteriana tienen un efecto negativo sobre el nitrógeno total, lo que sugiere que una mayor cantidad de carbono y bacterias conduce a una reducción en la concentración de nitrógeno total en el sistema. Sin embargo, la interacción entre estos dos factores no es significativa, como se refleja en el valor bajo de su coeficiente. El Cuadro 34 indica un excelente ajuste del modelo, con un R-cuadrado ajustado del 97.80%, lo que demuestra que el modelo explica la variabilidad en los datos de manera muy eficiente. Esto refuerza la confiabilidad del modelo predictivo utilizado para estimar las concentraciones de nitrógeno total.

El análisis de varianza, Cuadro 35, destaca la importancia de la concentración de carbono, que tiene un valor F elevado y un valor P muy significativo, lo que indica su fuerte impacto sobre la remoción de nitrógeno total. La concentración bacteriana, aunque menos significativa, sigue mostrando una tendencia a influir en la remoción de nitrógeno total. Finalmente, el gráfico de Pareto (Figura 14) confirma que la concentración de carbono es el factor de mayor impacto en el proceso, seguido por la concentración bacteriana y su interacción. Esto refuerza la idea de que, aunque ambos factores son importantes, la concentración de carbono tiene un impacto predominante en la remoción de nitrógeno total.

Para la evaluación de la remoción de nitrógeno total, en el Cuadro 36, se muestra que tanto la concentración de carbono (9.901) como la concentración bacteriana (4.58) tienen efectos positivos en la remoción de nitrógeno total, lo que indica que al aumentar la cantidad de estos dos factores, la remoción mejora. El producto de las concentraciones (interacción AB), con un coeficiente de 1.453, tiene un impacto menor comparado con los otros dos factores, lo que indica

que la interacción entre el carbono y las bacterias también influye, aunque en menor medida. En el Cuadro 37, el valor T confirma la importancia estadística de la concentración de carbono (5.43) y las bacterias (2.24), con valores de P significativos ( $< 0.05$ ), mientras que la interacción entre los factores no es significativa ( $P = 0.93$ ).

La regresión del modelo, Cuadro 38, presenta un R-cuadrado ajustado de 97.80% indica que el modelo es altamente explicativo, lo que sugiere que los factores analizados explican en gran medida la variabilidad en la remoción de nitrógeno total. Un R-cuadrado de predicción de 96.39% también muestra que el modelo es adecuado para hacer predicciones precisas fuera de los datos experimentales. El análisis de varianza refuerza la importancia de la concentración de carbono (valor  $F = 29.48$ ,  $P = 0.001$ ), mientras que la concentración de bacterias tiene un impacto menos significativo ( $P = 0.055$ ), pero aún cercano a los límites de significancia. Las interacciones entre los factores (AB) no muestran significancia estadística. Finalmente, en la Figura 15, el diagrama de Pareto indica que la concentración de carbono (A) es un factor influyente en la remoción de nitrógeno, seguida por la concentración bacteriana (B), mientras que la interacción entre ambos (AB) tiene un efecto menor.

En resumen, los análisis estadísticos realizados en este estudio indican que la concentración de carbono tiene un impacto significativo en la remoción de amonio y nitrógeno total, como lo demuestran los valores de significancia y los coeficientes obtenidos en los modelos de regresión. Estos parámetros presentaron un alto nivel de significancia estadística, lo que confirma su relevancia en el proceso de desnitrificación. Además, la interacción entre la concentración de carbono y la concentración bacteriana también mostró efectos significativos, aunque en menor medida que el carbono por sí solo. En contraste, la concentración de bacterias, aunque tiene un papel importante en el proceso biológico, no presentó un nivel de significancia estadística elevado de forma individual en la remoción de amonio, nitritos o nitratos. Para los nitritos y nitratos, los modelos mostraron una capacidad predictiva limitada, sugiriendo que otros factores no incluidos en el análisis pueden estar influyendo en la variabilidad observada en estas especies.

Los resultados obtenidos evidencian que el kit bacteriano, en condiciones normales (control), no logra reducir de manera significativa las especies nitrogenadas presentes en el sistema anaerobio. Esto sugiere que, sin medidas adicionales para enriquecer el medio con nutrientes esenciales, como un aumento en las relaciones C:N:P, el desempeño del kit es insuficiente para cumplir con los objetivos de remoción de contaminantes. Este hallazgo resalta la necesidad de

ajustar las condiciones del medio para garantizar un ambiente favorable al desarrollo microbiano. Asimismo, justifica la relevancia de esta investigación, al demostrar que productos como este kit bacteriano no son efectivos por sí solos y requieren de ajustes específicos en el sistema para alcanzar resultados satisfactorios.

## IX. CONCLUSIONES

- Se formuló una solución que simula aguas residuales ordinarias utilizando maíz triturado, urea, y fertilizantes comerciales como fuentes de carbono, nitrógeno y fósforo. Las concentraciones de carbono fueron variadas a una investigación referencial con valores de: 164, 208, 700 y 933 mg/L, permitiendo estudiar la influencia de la relación C/N en la transformación de especies nitrogenadas presentes en las aguas residuales.
- Se determinó que existe una influencia positiva de la remoción de nitrógeno total ante la cantidad de carbono presente, a partir de las formulaciones de soluciones simuladoras de aguas residuales ordinarias empleando maíz triturado como fuente de carbono, cloruro de amonio y urea como fuente de nitrógeno. Lo cual provee de significancia sobre la remoción de nitrógeno total y amonio, mas no significativa para remoción de nitratos y nitritos.
- Se evaluó la influencia de la variación en la concentración bacteriana (5, 10, 15 y 20 ppm) en la remoción de especies nitrogenadas: amonio, nitritos, nitratos y el nitrógeno total, en un sistema anaerobio. Los resultados estadísticos indicaron que, aunque la concentración bacteriana mostró una tendencia hacia la remoción de amonio y nitrógeno total, estos efectos no fueron estadísticamente significativos. Del mismo modo, la concentración de bacterias no impactó de manera relevante la acumulación de nitritos o nitratos, sugiriendo que dentro del rango de concentraciones bacterianas evaluadas, el proceso de desnitrificación no se vio significativamente afectado. Esto indica que la variación en la concentración bacteriana no tuvo un efecto significativo en la remoción de especies nitrogenadas bajo las condiciones experimentales utilizadas.
- Se determinó que el kit bacteriano, bajo condiciones normales (control), no presentó una capacidad significativa para reducir las especies nitrogenadas en sistemas anaerobios. Esto indica que, sin ajustes adicionales como el enriquecimiento del medio con nutrientes esenciales que incrementen las relaciones C:N:P, el desempeño del kit es limitado.

## X. RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar estudios adicionales utilizando diferentes fuentes de carbono, como hojas o cascara de maíz, para comparar la remoción de nitrógeno en sistemas anaerobios.
- Es recomendable investigar cómo tiempos de retención más largos o cortos influyen en la acumulación de nitritos y la eficiencia total de la desnitrificación.
- Se recomienda explorar otros métodos de pretratamiento del maíz triturado, como la hidrólisis térmica, la hidrólisis ácida o el tratamiento enzimático, para mejorar la liberación de carbono.
- Se recomienda realizar pruebas a escala piloto en una planta de tratamiento real para evaluar la viabilidad de las conclusiones obtenidas en este estudio experimental.
- Se recomienda mantener relaciones C:N:P más altas en los sistemas anaerobios, lo cual puede mejorar significativamente la remoción de nitrógeno y otros contaminantes.
- Es recomendable explorar la incorporación de otras cepas bacterianas reductoras de nitrógeno o, alternativamente, modificar genéticamente los bacilos presentes en el sistema para mejorar su capacidad de remoción de especies nitrogenadas.

## XI. REFERENCIAS

- Addo, S., & Owusu, G. (2018). Supplemental carbon sources applied in biofloc technology aquaculture systems: Types, effects, and future research. *UDSpace*.  
<http://www.udsspace.uds.edu.gh/bitstream/123456789/3356/1/SUPPLEMENTAL%20CARBON%20SOURCES%20APPLIED%20IN%20BIOFLOC%20TECHNOLOGY%20AQUACULTURE%20SYSTEMS%20TYPES%20EFFECTS%20AND%20FUTURE%20RESEARCH.pdf>
- Carrera, J., & Vicent, T. (2008). Denitrification potential enhancement by addition of external carbon sources in a pre-denitrification process. *ResearchGate*.  
[https://www.researchgate.net/publication/5925679\\_Denitrification\\_potential\\_enhancement\\_by\\_addition\\_of\\_external\\_carbon\\_sources\\_in\\_a\\_pre-denitrification\\_process](https://www.researchgate.net/publication/5925679_Denitrification_potential_enhancement_by_addition_of_external_carbon_sources_in_a_pre-denitrification_process)
- Chapra, S. C., & Reckhow, K. H. (1983). Engineering approaches for lake management: Mechanistic modeling. *Water Resources Bulletin*, 19(4), 537-554.  
<https://www.jstor.org/stable/4251691>
- Croué, J. P., Benedetti, M. F., Violleau, D., & Leenheer, J. A. (2007). The fate of dissolved organic carbon (DOC) in the wastewater treatment process and its importance in the removal of wastewater contaminants. *ResearchGate*.  
[https://www.researchgate.net/publication/6117110\\_The\\_fate\\_of\\_Dissolved\\_Organic\\_Carbon\\_DOC\\_in\\_the\\_wastewater\\_treatment\\_process\\_and\\_its\\_importance\\_in\\_the\\_removal\\_of\\_wastewater\\_contaminants](https://www.researchgate.net/publication/6117110_The_fate_of_Dissolved_Organic_Carbon_DOC_in_the_wastewater_treatment_process_and_its_importance_in_the_removal_of_wastewater_contaminants)
- Global Water Intelligence. (2023). Carbon efficiency diverts interest towards enhanced primary treatment. *Global Water Intelligence*.  
<https://www.globalwaterintel.com/articles/carbon-efficiency-diverts-interest-towards-enhanced-primary-treatment>
- Gibergans, J. (s.f.). El análisis de la varianza (ANOVA). *Campus UOC*. P08/75057/02313

- Gonçalves, C. L., Leote, P., Ribeiro, P., Silva, P., & Almeida, C. (2022). BNR in Wastewater Treatment: Strategies for Carbon Augmentation to Improve Nutrient Removal. *Water Research Foundation*.  
<https://www.waterrf.org/sites/default/files/file/2022-09/Carbon-Augmentation-BNR.pdf>
- Hach Company. (2005). *Water Analysis Handbook* (5th ed.). Hach Company.
- Halas, K., & Vassilev, M. (2018). Optimal nutrient ratios in activated sludge processes: Carbon, nitrogen, and phosphorus. *Treatment Plant Operator*.  
[https://www.tpomag.com/uploads/downloads/OPTIMAL\\_NUTRIENT\\_RATIOS\\_180119\\_134205.pdf](https://www.tpomag.com/uploads/downloads/OPTIMAL_NUTRIENT_RATIOS_180119_134205.pdf)
- Han, Y., Li, Q., & Song, Z. (2017). Treatment of nitrate-nitrogen-containing wastewater via aerobic denitrifying bacteria using different carbon sources. *BioResources*, 12(4), 8324-8336. <https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/treatment-of-nitrate-nitrogen-containing-wastewater-via-aerobic-denitrifying-bacteria-using-different-carbon-sources/>
- Hu, J., Zhou, J., & Wang, X. (2021). Comparative study on carbon source effects in enhanced denitrification of wastewater treatment. *Water*, 13(17), 2338.  
<https://www.mdpi.com/2073-4441/13/17/2338>
- Kanmani, S., & Gandhimathi, R. (2019). Effect of denitrifying bacterial biomass and carbon sources on nitrate removal. *Journal of Pure and Applied Microbiology*, 13(1), 443-450. <https://microbiologyjournal.org/effect-of-denitrifying-bacterial-biomass-and-carbon-sources-on-nitrate-removal/>
- IntechOpen. (2024). Type, Sources, Methods and Treatment of Organic Pollutants in Wastewater.
- Li, X., Zhang, C., Dong, Y., & Gao, Y. (2020). The role of dissolved organic carbon in enhanced removal of organic micropollutants in wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 260, 127489.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653520317392>
- Madigan, M.T., et al. (2012). *Brock Biology of Microorganisms*.

- Metcalf & Eddy, Inc. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th ed.). McGraw-Hill
- MDPI. (2024). Research Progress on the Removal of Contaminants from Wastewater by Constructed Wetland Substrate.
- Morales González, J. A., & Lorenzo Hernández, R. (2018). Tratamiento de las aguas residuales con nitrato utilizando bacterias desnitrificantes aerobias. *Ciencias de la Tierra y el Espacio*, 49(3), 102-110. [http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S0258-59362018000300012&script=sci\\_arttext](http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S0258-59362018000300012&script=sci_arttext)
- Park, M., Kim, Y., & Lee, W. (2017). Effect of external carbon sources on the microbial community during denitrification in an MBBR process. *Environmental Engineering Research*, 22(4), 405-413. <https://www.eeer.org/journal/view.php?number=1136>
- Rodríguez-García, G., Mendoza-Espinosa, L. G., & Silva-García, J. A. (2021). Optimization of the carbon/nitrogen ratio for simultaneous nitrogen removal and bioenergy production in microalgae-based wastewater treatment systems. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 101(1), 69-78. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1794-24702021000100049&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1794-24702021000100049&script=sci_arttext)
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2019). *External carbon sources for nitrogen removal: Fact sheet* (EPA-820-F-19-007). [https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/external\\_carbon\\_surces\\_for\\_nitrogen\\_removal\\_fact\\_sheet\\_p100i18f.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/external_carbon_surces_for_nitrogen_removal_fact_sheet_p100i18f.pdf)
- Wang, X., Chen, Y., Zhang, Y., Wang, X., & Yang, X. (2018). Dynamics of dissolved organic matter in a denitrification filter for wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 78(10), 2036-2045. <https://iwaponline.com/wst/article-abstract/78/10/2036/64637/Dynamics-of-dissolved-organic-matter-in-a?redirectedFrom=fulltext>
- Xue, W., Sun, Z., Wu, Y., Li, J., & Dong, H. (2022). Carbon augmentation to improve biological nutrient removal performance in wastewater treatment plants. *Water*, 14(4), 540. <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/4/540>

- Xue, W., Sun, Z., Zhang, M., & Li, J. (2023). Carbon source selection in wastewater treatment plants: Impacts on nutrient removal and energy efficiency. *Water*, 16(9), 1277. <https://www.mdpi.com/2073-4441/16/9/1277>
- Yadav, D., et al. (2022). Domestic Wastewater Treatment: A Review. MDPI.
- Yılmaz, D., Bulut, C., Üstün, G. E., & Sariçam, H. İ. (2022). Effect of carbon-to-nitrogen ratio on nitrogen removal performance of sequencing batch reactor. *Global NEST Journal*, 24(4), 571-581.  
[https://journal.gnest.org/sites/default/files/Submissions/gnest\\_04248/gnest\\_04248\\_published.pdf](https://journal.gnest.org/sites/default/files/Submissions/gnest_04248/gnest_04248_published.pdf)
- Zeng, H., Li, F., Song, Y., & Gao, Y. (2014). Effect of carbon to nitrogen ratio on microbial denitrification and denitrifiers in constructed wetlands. *Applied Water Science*, 5(1), 73-78. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-014-0229-z>
- Zhai, W., Li, X., Wu, L., & Zhao, Y. (2023). Effects of carbon source type on the microbial denitrification performance of constructed wetlands. *Water Research*.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135423012022>
- Zhu, S., Zheng, M., Li, C., Gui, M., Chen, Q., & Ni, J. (2015). Special role of corn flour as an ideal carbon source for aerobic denitrification with minimized nitrous oxide emission. *Bioresource Technology*, 186, 44-51.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.046>

## XII. ANEXOS

### A. Imágenes de experimentación

Figura 26. Viales para determinación de concentración de Nitrógeno total



Fuente: Propia

Figura 27. Viales para determinación de concentración de Nitrógeno total



Fuente: Propia

Figura 28. Viales para determinación de concentración de amonio



Fuente: Propia

Figura 29. Muestra con reactivo para cuantificación de nitratos o nitritos



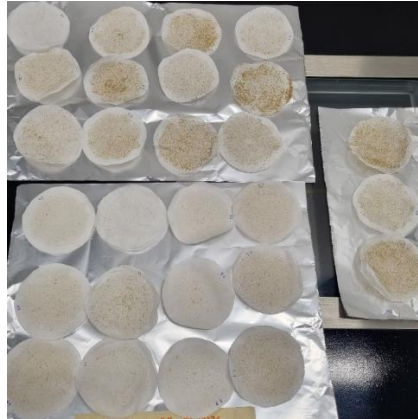
Fuente: Propia

Figura 30. Viales para determinación de demanda química de oxígeno



Fuente: Propia

Figura 31. Filtros con biomasa y residuos sólidos de maíz secos presentes al final de cada ronda de experimentación



Fuente: Propia

Figura 32. Vista superior de sistema experimental



Sistema experimental diseñado y construido en el Laboratorio de Operaciones Unitarias de la Universidad del Valle de Guatemala. Fuente: Propia

Figura 33. Vista lateral de sistema experimental



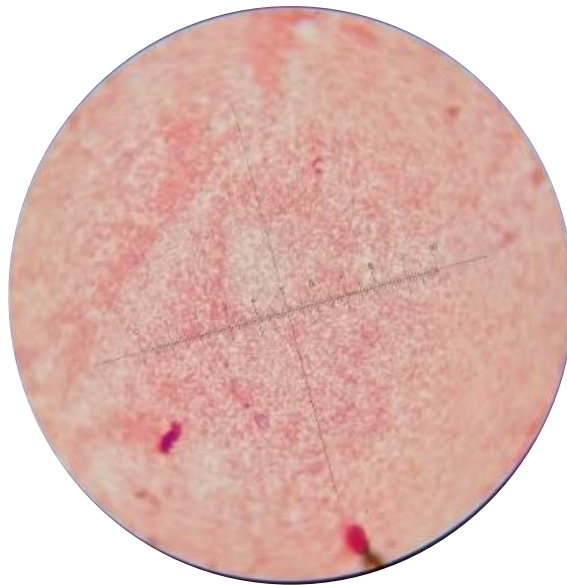
Sistema experimental diseñado y construido en el Laboratorio de Operaciones Unitarias de la Universidad del Valle de Guatemala. Fuente: Propia

Figura 34. Sistemas experimentales de las diferentes variaciones y control



Sistema experimental diseñado y construido en el Laboratorio de Operaciones Unitarias de la Universidad del Valle de Guatemala. Fuente: Propia

Figura 35. Tinción de Gram de kit bacteriano



Fuente: Propia

B. Datos originales

Cuadro 39. Pesos de cada compuesto agregados a cada solución con variación de concentración de carbono

<b>Solución</b>	<b>Cloruro de amonio</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Fosfato de sodio</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Fertimaíz</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Maíz</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Urea</b> <b>± 0.0001 (g)</b>
C.1	4.4193	0.595	1.835	0.5797	0.0836
C.2	4.4193	0.595	1.835	0.5786	0.0843
C.3	4.4193	0.595	1.835	0.579	0.0847
1.1	4.4193	0.595	1.835	0.7342	0.086
1.2	4.4193	0.595	1.835	0.7334	0.0857
1.3	4.4193	0.595	1.835	0.7337	0.0855
2.1	4.4193	0.595	1.835	2.4585	0.0806
2.2	4.4193	0.595	1.835	2.4738	0.0807
2.3	4.4193	0.595	1.835	2.4714	0.0806
3.1	4.4193	0.595	1.835	3.2929	0.0767
3.2	4.4193	0.595	1.835	3.2948	0.0767
3.3	4.4193	0.595	1.835	3.2902	0.0762

Fuente: Propia

Cuadro 40. Pesos de cada compuesto agregados a cada solución utilizada para variación de concentración bacteriana

<b>Solución</b>	<b>Cloruro de amonio</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Fosfato de sodio</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Fertimaíz</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Maíz</b> <b>± 0.0001 (g)</b>	<b>Urea</b> <b>± 0.0001 (g)</b>
Única	4.42	0.6	1.8	9.65	1.398

Fuente: Propia

Cuadro 41. Concentraciones iniciales previo a la adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de carbono (mg/L)

<b>Solución</b>	<b>Amonio ± 2.2 (mg/L)</b>	<b>Nitratos ± 0.04 (mg/L)</b>	<b>Nitritos ± 1.4 (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>
C.1	79.8 ± 3.99	0.0	0.0	62.0 ± 3.10
C.2	80.1 ± 4.00	0.0	0.0	62.3 ± 3.10
C.3	80.2 ± 4.01	0.0	0.0	62.4 ± 3.12
1.1	80.7 ± 4.04	0.0	0.0	62.8 ± 3.14
1.2	80.6 ± 4.03	0.0	0.0	62.7 ± 3.13
1.3	80.5 ± 4.03	0.0	0.0	62.6 ± 3.05
2.1	78.6 ± 3.93	0.0	0.0	61.1 ± 3.05
2.2	78.6 ± 3.93	0.0	0.0	61.1 ± 3.05
2.3	78.6 ± 3.93	0.0	0.0	61.1 ± 3.05
3.1	77.0 ± 3.85	0.0	0.0	59.9 ± 3.00
3.2	77.0 ± 3.85	0.0	0.0	59.9 ± 3.00
3.3	76.8 ± 3.84	0.0	0.0	59.7 ± 2.99

Fuente: Propia

Cuadro 42. Concentraciones finales posterior a adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de carbono (mg/L)

<b>Solución</b>	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total en solución (mg/L)</b>
C.1	74.0 ± 3.70	1.8 ± 0.09	12.0 ± 0.54	61.6 ± 3.08
C.2	72.0 ± 3.60	1.5 ± 0.08	17.0 ± 0.77	61.5 ± 3.08
C.3	71.0 ± 3.55	1.2 ± 0.06	22.0 ± 0.99	62.2 ± 3.11
1.1	67.0 ± 3.35	1.6 ± 0.08	5.0 ± 0.23	54.0 ± 2.70
1.2	68.0 ± 3.40	0.5 ± 0.03	19.0 ± 0.86	58.8 ± 2.94
1.3	69.0 ± 3.45	1.3 ± 0.07	17.0 ± 0.77	59.1 ± 2.96
2.1	60.0 ± 3.00	1.1 ± 0.06	20.0 ± 0.90	53.0 ± 2.65
2.2	66.0 ± 3.30	0.9 ± 0.05	13.0 ± 0.59	55.5 ± 2.77
2.3	62.0 ± 3.10	0.7 ± 0.04	27.0 ± 1.22	56.6 ± 2.83
3.1	54.0 ± 2.70	0.5 ± 0.03	11.0 ± 0.50	45.5 ± 2.27
3.2	51.0 ± 2.55	0.6 ± 0.03	25.0 ± 1.13	47.4 ± 2.37
3.3	50.0 ± 2.50	0.8 ± 0.04	13.0 ± 0.59	43.0 ± 2.15

Fuente: Propia

Cuadro 43. Concentraciones iniciales previo a la adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de concentración bacteriana (mg/L)

<b>Solución</b>	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos ± 0.04 (mg/L)</b>	<b>Nitritos ± 1.4 (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>
C.1	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
C.2	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
C.3	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
1.1	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
1.2	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
1.3	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
2.1	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
2.2	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
2.3	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
3.1	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
3.2	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05
3.3	79.9 ± 3.79	0	0	61.1 ± 3.05

Fuente: Propia

Cuadro 44. Concentraciones finales posterior a adicción de kit de bacterias y alimentación de sistema para variación de concentración bacteriana (mg/L)

<b>Solución</b>	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>
C.1	75.0 ± 3.56	0.5 ± 0.03	10 ± 0.45	61.5 ± 3.07
C.2	74.5 ± 3.54	0.5 ± 0.03	10 ± 0.45	61.1 ± 3.06
C.3	76.0 ± 3.61	0.4 ± 0.02	9 ± 0.41	61.9 ± 3.10
1.1	76.0 ± 3.61	0.3 ± 0.02	8 ± 0.36	61.6 ± 3.08
1.2	77.0 ± 3.66	0.4 ± 0.02	7 ± 0.32	62.1 ± 3.11
1.3	77.0 ± 3.66	0.6 ± 0.03	6 ± 0.27	61.9 ± 3.09
2.1	66.0 ± 3.14	0.5 ± 0.03	14 ± 0.63	55.7 ± 2.79
2.2	68.0 ± 3.23	0.8 ± 0.04	10 ± 0.45	56.1 ± 2.81
2.3	70.0 ± 3.33	0.4 ± 0.02	9 ± 0.41	57.3 ± 2.86
3.1	63.0 ± 2.99	0.4 ± 0.02	15 ± 0.68	53.7 ± 2.68
3.2	63.0 ± 2.99	0.5 ± 0.03	14 ± 0.63	53.4 ± 2.67
3.3	65.0 ± 3.09	0.3 ± 0.02	6 ± 0.27	52.4 ± 2.62

Fuente: Propia

Cuadro 45. Valores de DQO iniciales y finales en cada solución en pruebas de variación de concentración de carbono

<b>Solución</b>	<b>DQO inicial (mg/L)</b>	<b>DQO final (mg/L)</b>
C.1	87 ± 4.35	479 ± 24.0
C.2	74 ± 3.70	723 ± 36.2
C.3	90 ± 4.50	697 ± 35.9
1.1	209 ± 10.5	475 ± 23.7
1.2	283 ± 14.2	597 ± 29.9
1.3	245 ± 12.3	717 ± 35.9
2.1	397 ± 20.0	922 ± 46.1
2.2	366 ± 18.3	936 ± 46.8
2.3	379 ± 19.0	940 ± 47.0
3.1	591 ± 30.0	1007 ± 50.4
3.2	629 ± 31.5	1028 ± 51.4
3.3	846 ± 43.3	1018 ± 50.9

Fuente: Propia

Cuadro 46. Sólidos suspendidos iniciales, finales y porcentaje de remoción en pruebas de variación de concentración de carbono

<b>Solución</b>	<b>SST iniciales (mg/L)</b>	<b>SST finales (mg/L)</b>	<b>Remoción (%)</b>
C.1	187 ± 5.61	65 ± 1.95	65.24 ± 2.28
C.2	213 ± 6.39	74 ± 2.22	65.26 ± 2.41
C.3	182 ± 5.46	82 ± 2.46	54.95 ± 2.09
1.1	228 ± 6.84	60 ± 1.80	73.68 ± 2.46
1.2	259 ± 6.93	90 ± 2.70	65.25 ± 2.37
1.3	264 ± 5.91	94 ± 2.82	64.39 ± 2.12
2.1	379 ± 5.58	117 ± 3.51	69.13 ± 1.90
2.2	381 ± 6.03	112 ± 2.97	70.60 ± 2.08
2.3	398 ± 6.39	207 ± 6.21	47.99 ± 2.73
3.1	463 ± 7.17	111 ± 3.33	76.03 ± 2.43
3.2	451 ± 5.61	131 ± 3.93	70.95 ± 2.09
3.3	474 ± 7.77	152 ± 4.50	67.93 ± 2.38

Fuente: Propia

Cuadro 47. Valores de DQO iniciales y finales en cada solución en pruebas de variación de concentración bacteriana

<b>Solución</b>	<b>DQO inicial <math>\pm</math> 5.6 (mg/L)</b>	<b>DQO final (mg/L)</b>
C.1	112	180 $\pm$ 9.00
C.2	112	126 $\pm$ 6.30
C.3	112	140 $\pm$ 7.00
1.1	112	145 $\pm$ 7.25
1.2	112	126 $\pm$ 6.30
1.3	112	144 $\pm$ 7.20
2.1	112	163 $\pm$ 8.15
2.2	112	125 $\pm$ 6.25
2.3	112	158 $\pm$ 7.90
3.1	112	240 $\pm$ 12.0
3.2	112	138 $\pm$ 6.90
3.3	112	141 $\pm$ 7.05

Fuente: Propia

Cuadro 48. Cuadro 45. Sólidos suspendidos iniciales, finales y porcentaje de remoción en pruebas de variación de concentración bacteriana

<b>Solución</b>	<b>SST iniciales (mg/L)</b>	<b>SST finales (mg/L)</b>	<b>Remoción (%)</b>
C.1	187 $\pm$ 5.61	65 $\pm$ 1.95	65.24 $\pm$ 2.28
C.2	213 $\pm$ 6.39	74 $\pm$ 2.22	65.26 $\pm$ 2.41
C.3	182 $\pm$ 5.46	82 $\pm$ 2.46	54.95 $\pm$ 2.09
1.1	228 $\pm$ 6.84	60 $\pm$ 1.80	73.68 $\pm$ 2.46
1.2	231 $\pm$ 6.93	90 $\pm$ 2.70	61.04 $\pm$ 2.37
1.3	197 $\pm$ 5.91	94 $\pm$ 2.82	52.28 $\pm$ 2.12
2.1	186 $\pm$ 5.58	117 $\pm$ 3.51	37.10 $\pm$ 1.90
2.2	201 $\pm$ 6.03	99 $\pm$ 2.97	50.75 $\pm$ 2.08
2.3	213 $\pm$ 6.39	207 $\pm$ 6.21	2.82 $\pm$ 2.73
3.1	239 $\pm$ 7.17	111 $\pm$ 3.33	53.56 $\pm$ 2.43
3.2	187 $\pm$ 5.61	131 $\pm$ 3.93	29.95 $\pm$ 2.09
3.3	259 $\pm$ 7.77	150 $\pm$ 4.50	42.08 $\pm$ 2.38

Fuente: Propia

Cuadro 49. Masa de carbono y biomasa acumulada final

Solución	pesos secos ± 0.0001 (g)	pesos secos ± 0.0001 (g)
C.1	2.755	2.158
C.2	1.920	2.051
C.3	2.706	2.383
1.1	3.434	2.022
1.2	2.327	2.006
1.3	2.342	2.013
2.1	5.996	2.174
2.2	6.845	2.081
2.3	6.449	2.088
3.1	8.530	2.144
3.2	9.246	2.248
3.3	9.833	2.056

Fuente: Propia

### C. Cálculos de muestra

#### Cálculo 1. Masa necesaria de reactivo para alcanzar concentración deseada

Para determinar la concentración de los diferentes reactivos se utiliza el siguiente cálculo:

Ecuación 10. Determinación de la concentración de especies nitrogenadas

$$\begin{aligned}
 \text{Concentración deseada} * \frac{1 \text{ mol Compuesto}}{\text{masa molar compuesto}} \\
 * \frac{\text{mol compuesto presente en reactivo}}{1 \text{ mol compuesto}} \\
 * \frac{\text{g reactivo}}{1 \text{ mol compuesto presente en reactivo}}
 \end{aligned}$$

Empleando los datos del Cuadro 1 para calcular las masas necesarias de cada reactivo:

$$2.4 \frac{mg P}{L} * \frac{1}{1000} * \frac{1 mol P}{31 g P} * \frac{1 mol Na_3PO_4}{1 mol P} * \frac{164 g Na_3PO_4}{1 mol Na_3PO_4} = 0.0127 \frac{g}{L}$$

### Cálculo 2. Concentración real de soluciones diluidas

Para determinar la concentración real de amonio se utiliza la siguiente ecuación:

Ecuación 11. Determinación de concentración real de soluciones diluidas debido al rango de análisis HACH

$$C_i = C_f * D$$

Donde:

$C_f$  = concentración final después de dilución (mg/L)

$C_i$  = concentración inicial de solución original (mg/L)

$D$  = concentración de nitrato

Empleando los datos del Cuadro 41, 42, 43 y 44 de datos originales se obtiene:

$$C_i = 7.4 \frac{mg}{L} * 10 = 74 mg/L$$

### Cálculo 3. Variación de especies nitrogenadas

Para determinar la variación en concentración de las diferentes especies nitrogenadas se utiliza la siguiente ecuación:

Ecuación 13. Determinación de la variación de especies nitrogenadas

$$\Delta[NH_4] = [NH_4]_{final} - [NH_4]_{inicial}$$

Donde:

$\Delta[NH_4]$  = variación en concentración de amonio (mg/L)

$[NH_4]_{final}$  = concentración final posterior a os 7 días de corrida

$[NH_4]_{inicial}$  = concentración inicial previo a adición de bacterias y alimentación de solución

Este cálculo se repite para las concentraciones de nitrito y nitrato.

Empleando los datos del Cuadro 7 y 23 de datos originales se obtiene:

$$\Delta[NH_4] = 74 \frac{mg}{L} - 79.8 \frac{mg}{L} = -5.8 \frac{mg}{L}$$

#### **Cálculo 4. Remoción de especies nitrogenadas**

Para determinar la remoción de las diferentes especies nitrogenadas se utiliza la siguiente ecuación:

Ecuación 13. Determinación de la remoción de especies nitrogenadas

$$\%_{remoción} = \frac{[N]_{inicial} - [N]_{final}}{[N]_{inicial}} * 100\%$$

Donde:

$\%_{remoción}$  = variación en concentración de amonio (mg/L)

$[N]_{final}$  = concentración final posterior a os 7 días de corrida

$[N]_{inicial}$  = concentración inicial previo a adición de bacterias y alimentación de solución

Este cálculo se repite para las concentraciones de nitrito y nitrato.

Empleando los datos del Cuadro 46 y 48 de datos originales se obtiene:

$$\Delta[NH_4] = 74 \frac{mg}{L} - 79.8 \frac{mg}{L} = -5.8 \frac{mg}{L}$$

D. Datos calculados

Cuadro 50. Promedios de concentraciones finales al variar concentración de carbono

<b>Solución</b>	<b>(mg/L)</b>				
	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>	<b>N2 liberado (mg/L)</b>
Control	72.3	1.5	17.0	61.8	26.7
Variación 1	68.0	1.1	13.7	57.3	22.1
Variación 2	62.7	0.9	20.0	55.0	19.9
Variación 3	51.7	0.6	16.3	45.3	10.0

Fuente: Propia

Cuadro 51. Desviaciones Estándar de concentraciones finales al variar concentración de carbono (mg/L)

<b>Solución</b>	<b>amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>
Control	3.1	0.2	7.0	1.8
Variación 1	6.1	0.2	8.7	6.1
Variación 2	5.7	0.1	8.7	5.9
Variación 3	2.1	0.2	7.6	2.2

Fuente: Propia

Cuadro 52. Remoción de especies nitrogenadas según concentración de carbono

<b>Solución</b>	<b>Concentración CO (mg/L)</b>	<b>Remoción (%)</b>
<i>C.1</i>	164.4	0.7
<i>C.2</i>	164.1	1.2
<i>C.3</i>	164.2	0.3
<i>1.1</i>	208.2	14.0
<i>1.2</i>	207.9	6.2
<i>1.3</i>	208.0	5.6
<i>2.1</i>	697.1	13.3
<i>2.2</i>	701.4	9.2
<i>2.3</i>	700.7	7.4
<i>3.1</i>	933.6	24.1
<i>3.2</i>	934.2	20.8
<i>3.3</i>	932.9	28.0

Fuente: Propia

Cuadro 53. Ecuaciones de Regresión para las Respuestas Experimentales en Función de la Variación de Carbono y Concentración de Bacterias según corridas de variación de Carbono

<b>Modelo</b>	<b>Ecuación de regresión</b>
Concentración de amonio	$\text{Amonio} = 62.22 + 0.099[C] + 1.241[B] - 0.002392[C][B]$
Concentración de nitrato	$\text{Nitrato} = 1.037 + 0.00099[C] + 0.0703[B] - 0.000047[C][B]$
Concentración de nitrito	$\text{Nitrito} = 4.5 + 0.0264[C] + 1.13[B] - 0.00189[C][B]$
Concentración de nitrógeno total	$\text{Nitrógeno total} = 50.00 + 0.0155[C] + 1.32[B] - 0.002447[C][B]$
Remoción de nitrógeno total	$\text{Remoción de nitrógeno} = 21.30 - 0.0259[C] - 2.279[B] - 0.003887[C][B]$

Esta tabla presenta las ecuaciones de regresión obtenidas del análisis estadístico en Minitab para las variables de respuesta: concentración de amonio, nitrato, nitrito, nitrógeno total y remoción de nitrógeno. Las ecuaciones relacionan la respuesta de cada parámetro en función de la concentración de carbono [C] y la concentración de bacterias [B], así como su interacción [C][B]. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 54. Ecuaciones de Regresión para las Respuestas Experimentales en Función de la Variación de Carbono y Concentración de Bacterias según corridas de variación de concentración Bacteriana Inicial

<b>Modelo</b>	<b>Ecuación de Regresión</b>
Concentración de amonio	$\text{Amonio} = 80.52 - 0.0927[C] - 0.377[B] - 0.000035[C][B]$
Concentración de nitrato	$\text{Nitrato} = 0.169 + 0.001028[C] + 0.0234[B] - 0.000064[C][B]$
Concentración de nitrito	$\text{Nitrito} = 3.73 + 0.0031[C] + 0.606[B] - 0.000377[C][B]$
Concentración de nitrógeno total	$\text{Nitrógeno total} = 63.797 - 0.00604[C] - 0.104[B] - 0.000157[C][B]$
Remoción de nitrógeno total	$\text{Remoción de N} = -2.67 + 0.00973[C] + 0.167[B] - 0.000252[C][B]$

Esta tabla presenta las ecuaciones de regresión obtenidas del análisis estadístico en Minitab para las variables de respuesta: concentración de amonio, nitrato, nitrito, nitrógeno total y remoción de nitrógeno. Las ecuaciones relacionan la respuesta de cada parámetro en función de la concentración de carbono [C] y la concentración de bacterias [B], así como su interacción [C][B]. Los valores fueron calculados por medio de software Minitab con análisis de diseño de experimentos factorial.

Cuadro 55. Promedio de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración de carbono

<b>Solución</b>	<b>Carbono (mg/L)</b>	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>	<b>N2 liberado (mg/L)</b>	$\Delta$ <b>Amonio (mg/L)</b>	$\Delta$ <b>Nitratos (mg/L)</b>	$\Delta$ <b>Nitritos (mg/L)</b>
Control	164	72.3	1.5	17.0	61.8	2.3	-7.7	1.5	17.0
Variación 1	208	68.0	1.1	13.7	57.3	3.2	-12.6	1.1	13.7
Variación 2	700	62.7	0.9	20.0	55.0	2.9	-15.9	0.9	20.0
Variación 3	934	51.7	0.6	16.3	45.3	12.0	-25.3	0.6	16.3

Fuente: Propia

Cuadro 56. Desviación estándar de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración de carbono

<b>Solución</b>	<b>Carbono (mg/L)</b>	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitróge no total (mg/L)</b>	<b>N2 liberado (mg/L)</b>	$\Delta$ <b>Amonio (mg/L)</b>	$\Delta$ <b>Nitratos (mg/L)</b>	$\Delta$ <b>Nitritos (mg/L)</b>
Control	0.158	3.1	0.2	7.0	1.8	0.9	1.8	0.3	5.0
Variación 1	0.115	6.1	0.2	8.7	6.1	4.0	1.1	0.6	7.6
Variación 2	2.333	5.7	0.1	8.7	5.9	2.4	3.0	0.2	7.0
Variación 3	0.655	2.1	0.2	7.6	2.2	3.1	2.0	0.2	7.6

Fuente: Propia

Cuadro 57. Promedio de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración bacteriana

<b>Solución</b>	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>	<b>N2 liberado (mg/L)</b>	<b>Δ Amonio (mg/L)</b>	<b>Δ Nitratos (mg/L)</b>	<b>Δ Nitritos (mg/L)</b>
Control	75.2	0.467	9.67	61.5	0.90	-4.7	0.5	9.7
Variación 1	76.7	0.433	7.00	61.9	0.84	-3.2	0.4	7.0
Variación 2	68.0	0.567	11.0	56.4	4.03	-11.9	0.6	11.0
Variación 3	63.7	0.400	11.7	53.2	7.16	-16.2	0.4	11.7

Fuente: Propia

Cuadro 58. Desviación estándar de valores obtenidos de pruebas de variación de concentración de bacteriana

<b>Solución</b>	<b>Amonio (mg/L)</b>	<b>Nitratos (mg/L)</b>	<b>Nitritos (mg/L)</b>	<b>Nitrógeno total (mg/L)</b>	<b>N2 liberado (mg/L)</b>	<b>ΔAmonio (mg/L)</b>	<b>ΔNitratos (mg/L)</b>	<b>ΔNitritos (mg/L)</b>
Control	2.000	0.208	2.646	0.420	0.339	0.764	0.058	0.577
Variación 1	3.606	0.231	3.215	0.248	0.215	0.577	0.153	1.000
Variación 2	4.041	0.058	3.215	0.813	0.515	2.000	0.208	2.646
Variación 3	1.155	0.100	4.933	0.631	1.388	1.155	0.100	4.933

Fuente: Propia

## E. Análisis de error

### **Cálculo 10. Propagación de error**

Ecuación 17. Incertidumbre sumas y restas

$$\Delta Y = \sqrt{(\Delta A)^2 + (\Delta B)^2 + (\Delta C)^2}$$

Donde:

$\Delta Y =$  incertidumbre de la suma o resta

$\Delta A =$  incertidumbre medida A

$\Delta B =$  incertidumbre medida B

$\Delta C =$  incertidumbre medida C

$$\Delta Y = \sqrt{(0.00001)^2 + (0.00001)^2 + (0.00001)^2} = 0.000017$$

### **Cálculo 11. Propagación de error porcentaje de remoción**

Ecuación 18. Incertidumbre multiplicación y división

$$\Delta Y = Y * \sqrt{\left(\frac{\Delta A}{A}\right)^2 + \left(\frac{\Delta B}{B}\right)^2 + \left(\frac{\Delta C}{C}\right)^2}$$

Donde:

$\Delta Y =$  incertidumbre de la multiplicación o división

$\Delta A =$  incertidumbre medida A

$\Delta B =$  incertidumbre medida B

$\Delta C =$  incertidumbre medida C

$Y =$  i multiplicación o división

$A =$  medida A

$B =$  medida B

$C =$  medida C

$$\Delta Y = 0.186 * \sqrt{\left(\frac{0.125}{2.49 - 0.03}\right)^2 + \left(\frac{0.000173}{37.392 - 24.167}\right)^2} = 0.00$$

### Cálculo 12. Promedio de triplicados

Ecuación 19. Promedio

$$x = \frac{A + B + C}{3}$$

Donde:

$A = \text{medida } A$

$B = \text{medida } B$

$C = \text{medida } C$

Empleando los datos de concentración de amonio en el Cuadro 25 (datos calculados control 1, control 2 y control 3)

$$x = \frac{(74 + 72 + 71) \frac{mg}{L}}{3} = 72.3 \frac{mg}{L} \text{ amonio}$$

### Cálculo 13. Desviación estándar de triplicados

Ecuación 20. Desviación estándar

$$S = \pm \sqrt{\frac{(x - A)^2 + (x - B)^2 + (x - C)^2}{n - 1}}$$

Donde:

$x = \text{promedio triplicado}$

$A = \text{medida } A$

$B = \text{medida } B$

$C = \text{medida } C$

Empleando los datos de concentración de amonio en el Cuadro 25 (datos calculados corrida 1, 2 y 3)

$$S = \pm \sqrt{\frac{\left[(72.3 - 74) \frac{mg}{L}\right]^2 + \left[(72.3 - 72) \frac{mg}{L}\right]^2 + \left[(72.3 - 71) \frac{mg}{L}\right]^2}{2}} = 3.1$$

#### Cálculo 14. Error estadístico

Ecuación 21. Error estadístico

$$\text{Error estadístico} = 3 * S$$

Donde:

$$S = \text{desviación estándar}$$

Empleando los datos de rendimiento  $Y_{X/S}$  en el Cuadro 25 (datos calculados corrida 1,2 y 3)

$$\begin{aligned} \text{Error estadístico} &= 3 * \pm \sqrt{\frac{\left[(72.3 - 74) \frac{mg}{L}\right]^2 + \left[(72.3 - 72) \frac{mg}{L}\right]^2 + \left[(72.3 - 71) \frac{mg}{L}\right]^2}{2}} \\ &== 9.3 \end{aligned}$$

#### A. Especificaciones reactivos y equipo

Cuadro 50. Colorímetro HACH

Marca	HACH
Modelo	DR/890
Temperatura	37-185 °C

Cuadro 50. Método cuantificación de especies nitrogenadas totales

No. Método	10071
Rango	0.5-25 mg/L N

Cuadro 50. Método cuantificación de amonio

Método	10031
Rango	0-50 mg/L N

Cuadro 50. Método cuantificación de nitritos

Método	8507
Rango	2-150 mg/L N

Cuadro 50. Método cuantificación de nitratos

Método	8539
Rango	0.2-5.0 mg/L N

Cuadro 50. Método cuantificación de demanda química de oxígeno (DQO)

Método	8000
Rango	20-1500 mg/L N

Cuadro 53. Balanza analítica empleada para pesaje de reactivos y biomasa

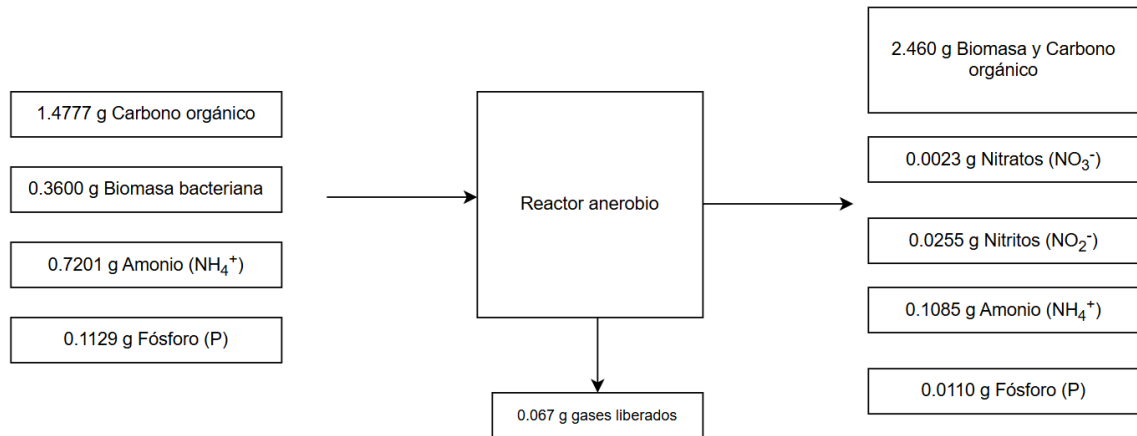
Marca	OHAUS Pioneer
Modelo	PA114
Capacidad	0.001-110 g
Incertidumbre	0.0001 g

Cuadro 55. Reactivos empleados durante experimentación

Reactivo	Fórmula química	Marca	Peso molecular (g/mol)	No. CAS
Maíz	-	-	-	-
Urea	CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O	Merck	60.06	57-13-6
Cloruro de amonio	NH <sub>4</sub> Cl	Merck	53.49	12125-02-9
Fosfato de sodio	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Fisher Scientific	141.96	7558-80-7

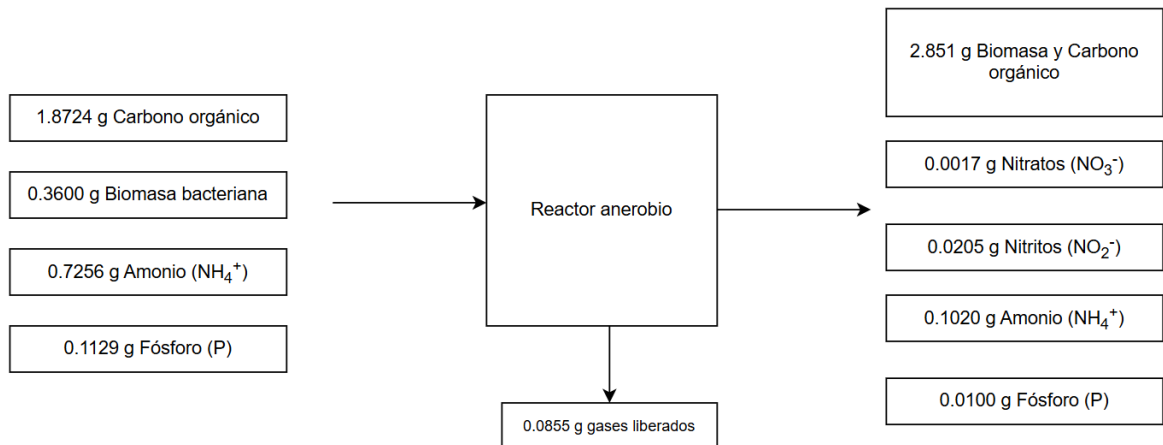
## F. Balances de masa

Figura 36. Balance de masa de control en pruebas de variación de concentración de carbono



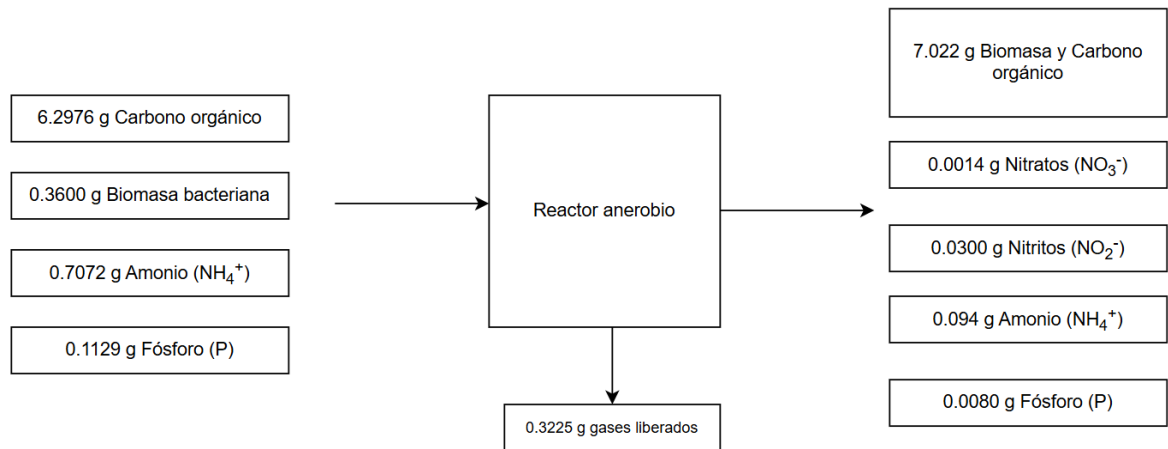
Se presenta el balance de masa de las soluciones control (164 mg/L de carbono), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

Figura 37. Balance de masa de variación 1 en pruebas de variación de concentración de carbono



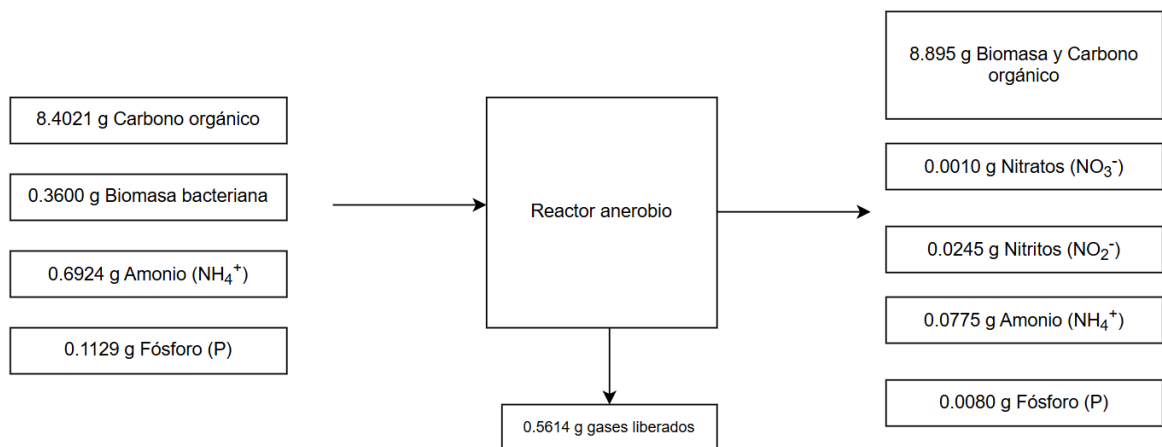
Se presenta el balance de masa de las soluciones control (208 mg/L de carbono), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

Figura 38. Balance de masa de variación 2 en pruebas de variación de concentración de carbono



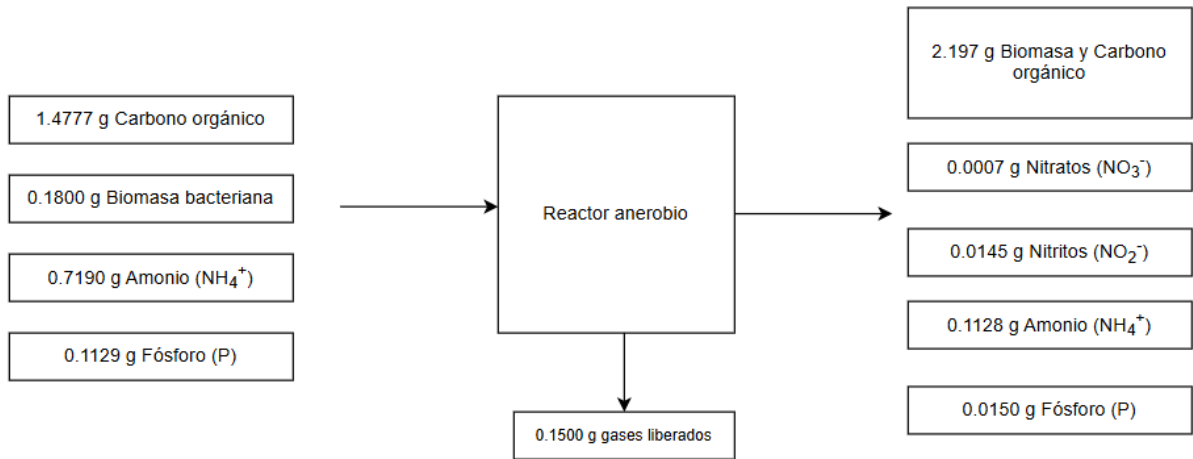
Se presenta el balance de masa de las soluciones control (700 mg/L de carbono), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

Figura 39. Balance de masa de variación 3 en pruebas de variación de concentración de carbono



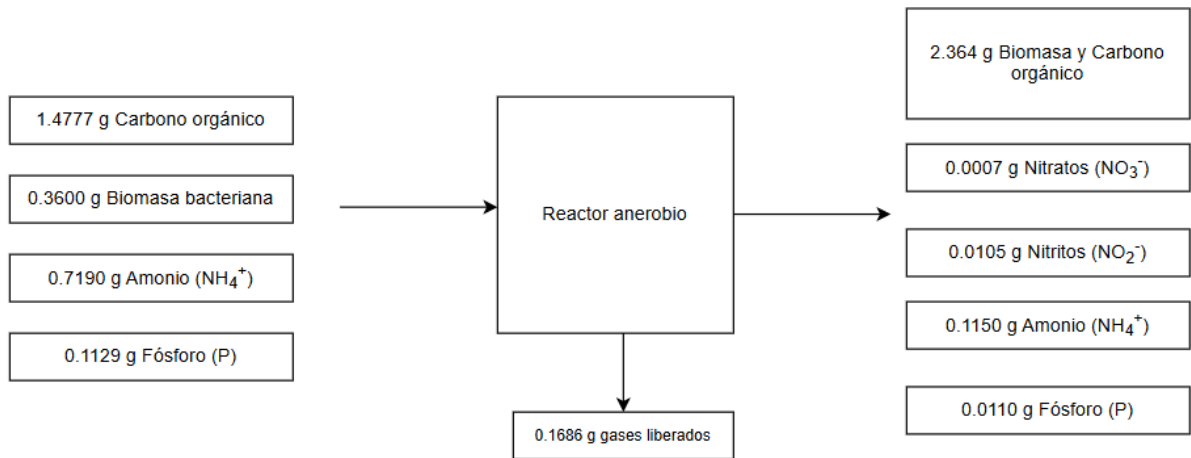
Se presenta el balance de masa de las soluciones control (933 mg/L de carbono), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

Figura 40. Balance de masa de control en pruebas de variación de concentración bacteriana



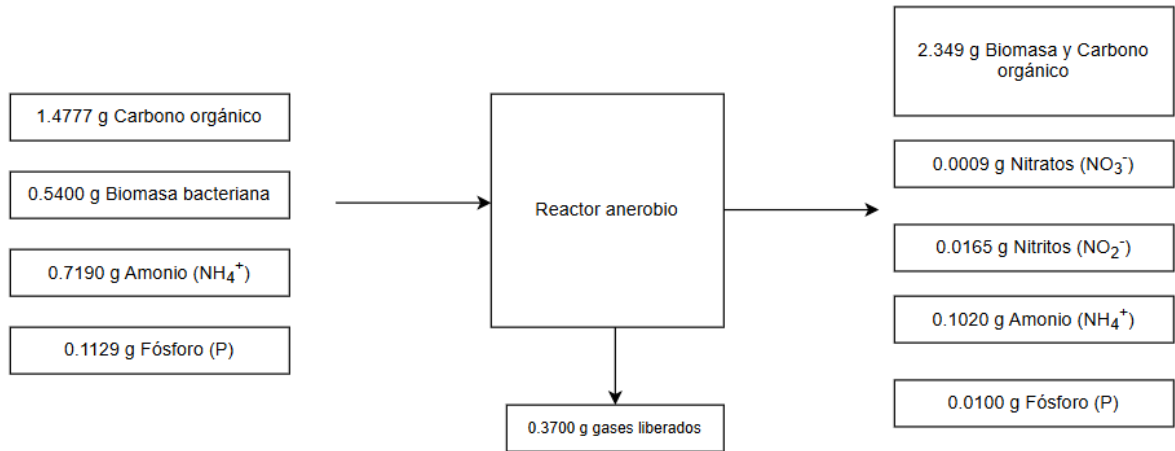
Se presenta el balance de masa de las soluciones control (10 ppm), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

Figura 41. Balance de masa de variación 1 en pruebas de variación de concentración bacteriana



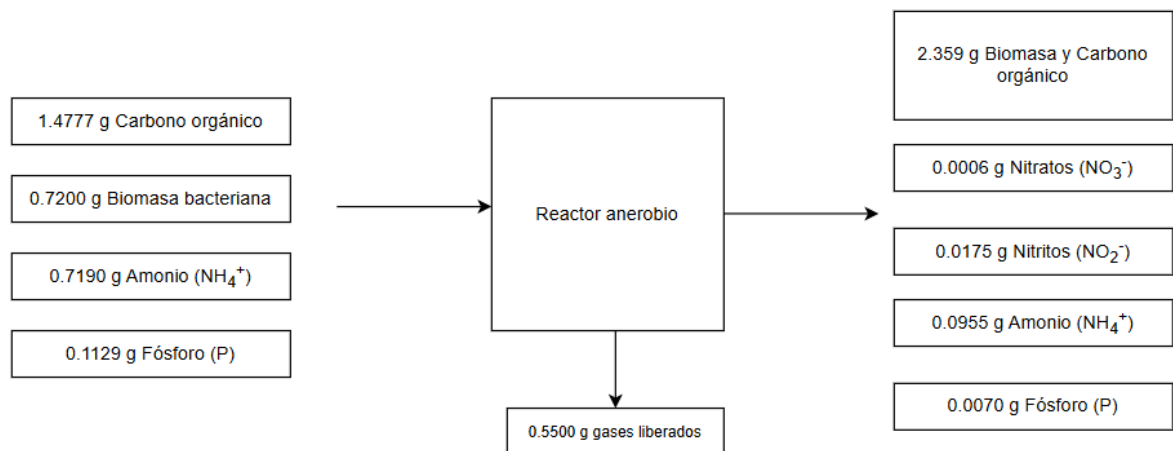
Se presenta el balance de masa de las soluciones control (5 ppm), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

Figura 42. Balance de masa de variación 2 en pruebas de variación de concentración bacteriana



Se presenta el balance de masa de las soluciones control (15 ppm), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

Figura 43. Balance de masa de variación 3 en pruebas de variación de concentración bacteriana



Se presenta el balance de masa de las soluciones control (20 ppm), basado en promedios de triplicados. Los gases liberados incluyen nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) por la reducción de especies nitrogenadas y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por el metabolismo bacteriano.

## G. Análisis externos y especificaciones

Figura 44. Resultados de análisis de carbono presente en maíz triturado



CENTRO DE ESTUDIOS  
AMBIENTALES Y BIODIVERSIDAD · C E A B ·  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES

18 AVENIDA 11-95, ZONA 15 VISTA HERMOSA III  
CONTACTO: 2368-8353  
EMAIL: cea@uvg.edu.gt  
http://www.uvg.edu.gt/investigacion/ceab/index.html

**Cuadro 1.** Resultados del Análisis de Carbono de 5 muestras de *Zea mays*.

NO.	ID Original	Nitrógeno (N) (%)	Carbono Orgánico (C) (%)
1	Maíz 1	1.62	43.08
2	Maíz 2	1.71	43.06
3	Maíz 3	1.59	41.64
4	Maíz 4	1.61	42.85
5	Maíz 5	1.69	42.03

Cualquier consulta no dude en comunicarse. Sin otro particular, me despido.

Atentamente,

MSc. Gabriela Alfaro Marroquín Coordinadora Laboratorio de Análisis de Carbono Centro de Estudios Ambientales y de Biodiversidad Universidad del Valle de Guatemala  
[galfaro@uvg.edu.gt](mailto:galfaro@uvg.edu.gt)

Figura 45. Etiqueta de fertilizante utilizado en la formulación de agua residual libre de patógenos



Figura 46. Primer Criba para molino de martillo utilizado para la molienda de maíz



Figura 47. Segundo Criba para molino de martillo utilizado para la molienda de maíz



### XIII. Glosario

**Aguas residuales ordinarias:** Aguas residuales generadas principalmente por actividades domésticas y comerciales, con características típicas como presencia de materia orgánica, nutrientes, sólidos suspendidos y microorganismos (Metcalf & Eddy, 2014).

**Biomasa microbiana:** Materia formada por microorganismos vivos o muertos que participan en la degradación de contaminantes en sistemas de tratamiento biológico (Metcalf & Eddy, 2014).

**Ciclo del nitrógeno:** Proceso natural que transforma las formas de nitrógeno en el ambiente, incluyendo amonificación, nitrificación y desnitrificación (Madigan, 2012).

**Demanda Biológica de Oxígeno (DBO):** Cantidad de oxígeno necesaria para la descomposición biológica de materia orgánica en el agua. Es un indicador clave de contaminación orgánica (Metcalf & Eddy, 2014).

**Demanda Química de Oxígeno (DQO):** Cantidad de oxígeno requerida para oxidar químicamente la materia orgánica presente en el agua residual. Es un indicador clave de la carga contaminante (Metcalf & Eddy, 2014).

**Digestión anaerobia:** Proceso biológico en el que microorganismos descomponen materia orgánica en ausencia de oxígeno, produciendo biogás y reduciendo el volumen de lodos (Metcalf & Eddy, 2014).

**Eutrofización:** Enriquecimiento excesivo de cuerpos de agua con nutrientes como nitrógeno y fósforo, que provoca el crecimiento excesivo de algas y deteriora la calidad del agua (Metcalf & Eddy, 2014).

**Kit bacteriano:** Producto comercial compuesto por cepas de bacterias específicas, utilizado para mejorar procesos de tratamiento biológico mediante la optimización de la remoción de contaminantes.

**Normativa ambiental (Acuerdo Gubernativo 236-2006):** Marco regulatorio guatemalteco que establece límites permisibles para la descarga y reutilización de aguas residuales, promoviendo la protección del medio ambiente (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala, 2022).

**Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR):** Instalaciones diseñadas para tratar aguas residuales antes de ser descargadas al medio ambiente o reutilizadas. Incluyen procesos físicos, químicos y biológicos para remover contaminantes (Metcalf & Eddy, 2014).

**Relación Carbono/Nitrógeno (C/N):** Proporción entre carbono y nitrógeno en un sistema, que afecta el crecimiento microbiano y procesos como la desnitrificación. Es clave para optimizar la remoción de contaminantes en sistemas anaerobios (Wang et al., 2017)

**Sistemas aerobios:** Sistemas biológicos que utilizan oxígeno para descomponer la materia orgánica y eliminar contaminantes. Ejemplos incluyen sistemas de lodos activados y biodiscos (Rodríguez, et al., 2021).

**Sistemas anaerobios:** Sistemas de tratamiento de aguas residuales que operan en ausencia de oxígeno, utilizando microorganismos anaerobios para degradar materia orgánica y generar biogás como subproducto (Metcalf & Eddy, 2014).