

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Doctorado en Ciencias
en Acuicultura**

**Comparación de tratamientos heterotrófico y foto autotrófico
de los efluentes de un cultivo hiperintensivo de tilapia en
recirculación**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Doctor en Ciencias

Presenta:

Juan Pablo González Hermoso

Ensenada, Baja California, México
2016

Tesis defendida por
Juan Pablo González Hermoso

y aprobada por el siguiente Comité

Firma

Dr. Manuel Alberto Segovia Quintero
Director de tesis o codirectores

Miembros del comité

Dra. M. del Pilar Sánchez Saavedra

Dr. Luis Rafael Martínez Córdoba

Dra. María Teresa Gutiérrez Wing

Dr. Anselmo Miranda Baeza

Dr. Emilio Peña Messina



Dr. Benjamín Barón Sevilla
Coordinador del Posgrado en Acuicultura

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Juan Pablo González Hermoso © 2016

Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso formal y explícito del autor y director de la tesis.

Resumen de la tesis que presenta **Juan Pablo González Hermoso** como requisito parcial para la obtención del grado de Doctor en Ciencias en Acuicultura

Comparación de tratamientos heterotrófico y foto autotrófico de los efluentes de un cultivo hiperintensivo de tilapia en recirculación

Resumen aprobado por:

Dr. Manuel Alberto Segovia Quintero
Director de tesis

El rápido incremento de la actividad acuícola durante los últimos años ha venido acompañado de nuevas técnicas y sistemas de cultivo en las cuales se busca optimizar el uso de agua así como la producción de altas densidades de cultivo. Como consecuencia se implementaron los sistemas de recirculación acuícola (SRA) en los cuales se optimiza el recurso hídrico, sin embargo, los efluentes producidos por estos sistemas de cultivo se caracterizan por presentar una alta carga de nutrientes y materia orgánica, la cual por lo general es dispuesta sin ningún tratamiento, causando un impacto sobre los ecosistemas adyacentes. Con la finalidad de disminuir la concentración de nutrientes y de compuestos orgánicos, en este trabajo se evaluó la capacidad de remoción por medio de dos diferentes sistemas tróficos (algas y bacterias heterótrofas) y la aplicación de pretratamientos (alcalino, mecánico, térmico y biológico) durante un año, buscando determinar la mejor estrategia para disminuir el impacto de los efluentes acuícolas. El fotobiorreactor utilizado para dar tratamiento a la fracción líquida del efluente dio como resultado una remoción del 93.43% del nitrógeno amoniacal total (NAT) en enero, 88.13% del NO₂-N en agosto, para NO₃-N la mayor remoción fue del 49.43% en enero, los PO₄-P lograron ser removidos hasta un 64.78% durante septiembre. La especies de microalgas con mayor proliferación fueron *S. obliquus* y *C. vulgaris*, quienes representaron más del 90% de la población presente en el fotobiorreactor a lo largo del año. En el tratamiento de los sólidos particulados todos los pretratamientos a excepción del alcalino, removieron nitrógeno (térmico 29.78%, biológico 36.75%, control 42.25%, mecánico 49.46%, alcalino - 7.68%). Todos los pretratamientos produjeron fósforo (alcalino 1.96%, mecánico 16.07%, térmico 24.37%, biológico 32.39%, control 58.60%). Los resultados indican que el pretratamiento mecánico fue el más efectivo para remover nitrógeno. En contraste, ninguno de los pretratamientos redujo la concentración de fósforo. La remoción de los lodos no mostró diferencias significativas entre los pretratamientos promediando una remoción superior al 20% en todos los casos. La producción de biogás fue significativamente mayor en los pretratamientos mecánico (36%), térmico (39%) y biológico (45%) en comparación con el control (20%), no presentándose producción en el pretratamiento alcalino en ningún mes. Por último, el único pretratamiento donde se presentó una menor DBO₅ a final del tiempo de residencia hidráulica (TRH) fue el biológico (992±532 mgL⁻¹). El uso de organismos foto autótrofos y heterótrofos así como la aplicación de de pretratamientos logran reducir de forma integral los compuestos orgánicos, inorgánicos y los lodos de los efluentes de un SRA.

Palabras clave: fotobiorreactor, *Chlorella*, *Scenedesmus*, efluentes acuícolas, pretratamientos, digestión anaerobia.

Abstract of the thesis presented by **Juan Pablo González Hermoso** as a partial requirement to obtain the Doctor of Science degree in Aquaculture

Comparison of heterotrophic and photo autotrophic treatments of effluents from a hyperintensive tilapia culture in recirculation

Abstract approved by:

Dr. Manuel Alberto Segovia Quintero
Thesis Director

The fast increment in the aquaculture activity in the last years has been accompanied by the development of new techniques and aquaculture systems that are focused in the optimization of water usage and on high density production. As a consequence recirculating aquaculture systems (RAS) were implemented to optimize the use of water, however, as a consequence of operating RAS, the effluents produced are characterized by high concentration of nutrients and organic matter which is disposed without treatment, causing an impact in the surrounding ecosystem. In order to decrease the concentration of nutrients and organic compounds in the effluents, this research determined the removal capacity using two different trophic systems (algae and heterotrophic bacteria) and the application of pretreatments (alkaline, mechanical, thermal and biological) over a year to determine the best strategy to reduce the impact of aquaculture effluents. A photobioreactor was used to treat the soluble solids in the effluents and we obtained the highest removal of total ammonia nitrogen (TAN) 93.43% in January, 88.13% of NO₂-N in August and NO₃-N 49.43% in January, for PO₄-P the highest removal was 64.78% in September. The most abundant species of microalgae were *S. obliquus* and *C. vulgaris*, who represented more than 90% of population throughout a year. In the treatment of particulate solids, all pretreatments with the exception of alkaline removed nitrogen (thermal 29.78%, biological 36.75%, control 42.25%, mechanical 49.46%, alkaline -7.68%). All pretreatments produced phosphorus (alkaline 1.96%, mechanical 16.07%, thermal 24.37%, biological 32.39%, control 58.50%). Results showed that the mechanical pretreatment was the most effective in removing nitrogen. In contrast, none of the pretreatments reduced phosphorus content in the sludge. The sludge removal showed no significant differences between pretreatments, the average removal in all cases was over 20%. Biogas production was significant higher in mechanical pretreatments (36%), thermal (39%) and biological (45%) compared to control (20%), and the alkaline pretreatment did not produce biogas in any month. Finally, the biological pretreatment produced the lowest BOD₅ (992 ± 532 mg L⁻¹) at the end of hydraulic retention time (HRT). The use of photo-autotrophic and heterotrophic organisms as well as the application of pretreatments can reduce organic and inorganic compounds, and sludge in the effluents of a RAS.

Keywords: Photobioreactor, *Chlorella*, *Scenedesmus*, aquaculture effluents, pretreatments, anaerobic digestion.

Dedicatoria

A mi esposa Johanna, que siempre estuvo conmigo en los momentos más difíciles dándome palabras de aliento para seguir adelante.

A mis hijos Ximena y Pablo, quienes han sido la razón de todo esto y mi motor para seguir adelante.

A mis padres Humberto y Araceli, por darme siempre su apoyo y confianza y siempre saber que decir en el momento que fue necesario.

A mis suegros Antonio y Juanita, que nos brindaron a mí y a mi familia siempre su apoyo teniendo un lugar a donde llegar al igual que esas pláticas que me hacían reflexionar.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por haberme brindado el apoyo económico para la realización de mis estudios de Doctorado.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), y al Departamento de Acuicultura por su valioso apoyo en mi formación académica desde maestría.

Al programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) por los apoyos económicos durante mis estudios de Doctorado.

A mi director de Tesis, Dr. Manuel Alberto Segovia Quintero, por ser no solo un tutor y guía sino un amigo, gracias por todos los consejos y jalones de oreja.

A los miembros de mi comité de tesis, Dra. M. del Pila Sánchez Saavedra, Dra. María Teresa Gutiérrez Wing, Dr. Emilio Peña Messina, Dr. Luis Rafael Martínez Córdoba y Dr. Anselmo Miranda Baeza, por sus observaciones y cada una de sus valiosas aportaciones para la realización de este trabajo. Gracias por su apoyo y consideraciones.

A la Dra. Carmen Paniagua por sus valiosos consejos antes y durante mis estudios. Gracias Doctora.

A la M. en C. Gabriela Ramírez Ovalle por su gran apoyo durante el inicio y gran parte la etapa experimental de mi tesis.

Al M. en C. José María Góngora por su ayuda en el diseño y construcción de los sistemas de colecta y manejo de los efluentes.

A Carlos Carvallo, técnico del Departamento de Acuicultura, por su apoyo en el mantenimiento de los sistemas de cultivo.

A todos mis compañeros de laboratorio que durante este tiempo fueron compañeros y amigos, Samuel, Edson, Tyron, Isaías, Chava, Julio, Romy y Juan. Gracias por su amistad y apoyo muchachos.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español	ii
Resumen en inglés	iii
Dedicatorias	iv
Agradecimientos	v
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas	xvi
Capítulo 1. Introducción	
1.1 Antecedentes	4
1.2 Justificación	6
1.3 Hipótesis	7
1.4 Objetivos	7
1.4.1 Objetivo general	7
1.4.2 Objetivos específicos	7
Capítulo 2. Metodología	
2.1 Descripción del sistema de tratamiento de efluentes	9
2.2 Sólidos disueltos	10
2.2.1 Diseño experimental	10
2.2.2 Diseño del fotobiorreactor	11
2.2.3 Identificación de microalgas	11
2.2.4 Análisis de calidad del agua	11
2.2.5 Evaluación de la remoción de nitrógeno y fósforo en el fotobiorreactor	13
2.3 Sólidos particulados	13
2.3.1 Diseño experimental	13
2.3.2 Diseño del digestor	14
2.3.3 Análisis de los sólidos particulados en los efluentes	14
2.3.4 Evaluación de la remoción de nitrógeno y fósforo en los digestores	15
2.3.5 Flujo del nitrógeno y el fósforo	15
2.3.6 Remoción de lodos	16
2.3.7 Colecta y cuantificación de biogás	16
2.4 Análisis estadístico	16

Capítulo 3. Resultados

3.1 Resultados fracción disuelta	18
3.1.1 Variables fisicoquímicas	18
3.1.2 Nutrientes, especies químicas del nitrógeno y fósforo	20
3.1.3 Densidad y composición celular	25
3.1.3.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, irradiancia, pH y alcalinidad en la densidad y composición celular	27
3.1.3.2 Efecto de los nutrientes: NAT, NO ₂ -N, NO ₃ -N y PO ₄ -P en la densidad y composición celular	31
3.2 Resultados fracción particulada	31
3.2.1 Factores fisicoquímicos	31
3.2.2 Dinámica de nutrientes en los digestores en cada ensayo	33
3.2.2.1 Nitrógeno amoniacal total (NAT).....	33
3.2.2.1.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, NAT inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de NAT	37
3.2.2.2 Nitritos (NO ₂ -N)	41
3.2.2.2.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, NO ₂ -N inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de NO ₂ -N	44
3.2.2.3 Nitratos (NO ₃ -N)	47
3.2.2.3.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, NO ₃ -N inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de NO ₃ -N	50
3.2.2.4 Fosfatos (PO ₄ -P)	58
3.2.2.4.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, PO ₄ -P inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de PO ₄ -P	61
3.2.3 Flujo de nutrientes en digestores	62
3.2.3.1 Flujo del nitrógeno	63
3.2.3.2 Flujo del fósforo	69
3.3 Porcentaje de remoción de los sólidos totales (ST)	75
3.3.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, concentración inicial de ST, alcalinidad inicial y pH inicial, sobre la remoción de sólidos totales	79
3.4 Producción de biogás	81
3.4.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, la concentración inicial ST, el pH inicial y la alcalinidad inicial en la producción de biogás	85
3.5 Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅).....	88
3.5.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, DBO ₅ inicial, alcalinidad inicial y pH inicial) sobre la DBO ₅	94

Capítulo 4. Discusión

4.1 Fracción disuelta	99
4.1.1 Factores fisicoquímicos	99
4.1.2. Nutrientes	102
4.1.3 Crecimiento microalgal	107
4.2 Fracción particulada	110
4.2.1 Factores físicoquímicos	110
4.2.2 Dinámica de nutrientes	113
4.2.2.1 Nitrógeno amoniacal total (NAT).....	113
4.2.2.2 Nitritos (NO ₂ -N) y nitratos (NO ₃ -N)	115
4.2.2.3 Fosfatos (PO ₄ -P).....	117
4.2.3 Flujo de nutrientes	118
4.2.3.1 Flujo del nitrógeno en los digestores	118
4.2.3.2 Flujo del fósforo en los digestores	120
4.2.4 Degradación de los lodos	120
4.2.5 Producción de biogás	122
4.2.6 Dinámica de la demanda biológica de oxígeno (DBO ₅)	124

Capítulo 5. Conclusiones

5.1 Conclusiones fracción disuelta	127
5.2 Conclusiones fracción particulada.....	128
5.3 Conclusión general.....	129
5.3 Recomendaciones	129

Literatura citada.....	130
-------------------------------	------------

Lista de figuras

Figura		Página
1	Diseño del sistema para el tratamiento de efluentes de un cultivo hiperintensivo de tilapia nilótica (<i>Oreochromis niloticus</i>)	10
2	Diseño de digestores	14
3	Temperatura promedio en el fotobiorreactor durante un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	18
4	Irradiancia mensual promedio registrada en el fotobiorreactor en un ciclo anual de Octubre 2013 a Septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	19
5	Valores promedio de pH evaluado en el fotobiorreactor durante el experimento en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	19
6	Valores promedio de la alcalinidad evaluada en el fotobiorreactor durante el experimento en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	20
7	Concentración inicial promedio mensual de nitrógeno amoniacal total (NAT) en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	21
8	Remoción mensual de nitrógeno amoniacal total (NAT) (%) en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	21
9	Concentración inicial promedio mensual de NO ₂ -N en el fotobiorreactor un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	22
10	Porcentaje de producción o remoción de NO ₂ -N en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 cada mes durante 12 meses. Las barras azules indican producción y las rojas remoción en donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	22
11	Concentración inicial promedio mensual de NO ₃ -N en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 cada mes durante 12 meses en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.....	23

12	Porcentaje de producción o remoción de NO ₃ -N en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014. Las barras azules indican producción y las rojas remoción en donde los suscritos indican a>b>c diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	24
13	Concentración inicial promedio mensual de PO ₄ -P en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	24
14	Porcentaje de producción y remoción de PO ₄ -P en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre de 2013 a septiembre de 2014. Las barras azules indican producción y las rojas remoción en donde los suscritos A>B>C indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	25
15	Densidad celular en porcentaje por especie en el fotobiorreactor durante el experimento	26
16	Concentración celular de microalgas en el fotobiorreactor durante un año	26
17	Correlación de los factores físico-químicos sobre el logaritmo (Log) de la concentración celular de la comunidad microalgal en el fotobiorreactor. A) Temperatura y B) pH	28
18	Correlación de los factores físico-químicos sobre el logaritmo (Log) de la concentración celular de <i>C. vulgaris</i> en el fotobiorreactor. A) temperatura, B) Irradiancia y C) alcalinidad	29
19	Correlación de la temperatura sobre el logaritmo (Log) de la concentración celular de <i>Selenastrum</i> sp. en el fotobiorreactor	230
20	Temperatura promedio mensual en los digestores durante un ciclo anual de Octubre 2013 a Septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	231
21	Análisis de regresión del efecto de la alcalinidad sobre el logaritmo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) por efecto de un pretratamiento alcalino. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1)	38
22	Análisis de regresión del efecto de la temperatura sobre el cubo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) mgL ⁻¹ en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico	39
23	Análisis de regresión del efecto de A) NAT inicial y B) ST inicial sobre el logaritmo (Log) de la concentración final de NAT mgL ⁻¹ en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1)	40

24	Análisis de regresión de A) Temperatura; B) NO ₂ -N inicial; C) ST inicial; y D) pH inicial sobre la concentración final de NO ₂ -N en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1).....	45
25	Análisis de regresión de A) Temperatura; B) alcalinidad y C) pH inicial sobre la concentración final de NO ₂ -N (mgL ⁻¹) en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico	46
26	Análisis de regresión factores A) Temperatura; B) NO ₃ -N inicial; C) ST inicial y D) pH inicial sobre la concentración final de NO ₃ -N (mgL ⁻¹) en el control. ST: sólidos totales.....	51
27	Análisis de regresión de los factores A) Temperatura; B) NO ₃ -N inicial y C) ST inicial sobre el logaritmo de la concentración final de NO ₃ -N en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino. ST: sólidos totales. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1)	53
28	Análisis de regresión de los factores A) Temperatura; B) NO ₃ -N inicial y C) pH inicial sobre la concentración final de NO ₃ -N (mgL ⁻¹) en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico. ST: sólidos totales	54
29	Análisis de regresión de los factores A) NO ₃ -N inicial; B) ST inicial y C) pH inicial sobre la concentración final de NO ₃ -N (mgL ⁻¹) en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico. ST: sólidos totales	56
30	Análisis de regresión de los factores A) NO ₃ -N inicial y B) ST inicial sobre el logaritmo de la concentración final de NO ₃ -N en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico. ST: sólidos totales. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1)	57
31	Análisis de regresión de los factores A) Temperatura; B) ST inicial y C) pH inicial sobre la concentración final de PO ₄ -P en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico. ST: sólidos totales	62
32	Remoción y producción promedio de nitrógeno total (NT) en los diferentes pretratamientos a lo largo de los doce meses en donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	63
33	Remoción y producción promedio de nitrógeno total (NT) en los meses en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.....	64
34	Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento de control en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses	64

35	Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento alcalino en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses	65
36	Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento mecánico en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses	66
37	Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un tratamiento térmico en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses	66
38	Remoción y producción mensual de NT expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento biológico en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses	67
39	Flujo promedio en porcentaje del N en digestores expuestos a diferentes pretratamientos. Nin: Nitrógeno inicial, Np: Nitrógeno perdido por desnitrificación y ganancia o pérdida de nitrógeno en biomasa (N org.); Ng Nitrógeno ganado por amonificación y Nf concentración final de Nitrógeno. Las flechas indican el flujo del nitrógeno en el digestor. M.O: materia orgánica; N: nitrógeno	69
40	Producción de PT en los diferentes pretratamientos en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los pretratamientos	70
41	Remoción y producción promedio de PT en los meses en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	70
42	Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento de control en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	71
43	Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento alcalino en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	71
44	Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento mecánico en donde los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	72

45	Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento térmico en donde los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	72
46	Remoción y producción mensual de PT representado por las especies químicas del fósforo en los digestores expuestos a un pretratamiento biológico en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	73
47	Flujo promedio en porcentaje del fósforo en digestores expuestos a diferentes pretratamientos. Pin: Fósforo inicial, ganancia o pérdida de fósforo en biomasa (P org.); Pg fósforo ganado por mineralización y Pf concentración final de fósforo. Las flechas indican el flujo del fósforo en el digestor. M.O: materia orgánica; P: fósforo.....	75
48	Remoción mensual promedio de ST (%) en los digestores en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses. ST: sólidos totales.....	76
49	Remoción promedio de ST (%) por tratamiento	76
50	Remoción promedio ST (%) por mes para cada pretratamiento: A) Control; B) Alcalino; C) Mecánico; D) Térmico; E) Biológico) en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses	78
51	Análisis de regresión de los factores A) Temperatura y B) alcalinidad sobre el arcoseno del porcentaje de ST removidos por efecto de un pretratamiento Alcalino.....	80
52	Producción promedio de biogás de los cinco diferentes pretratamientos en donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los pretratamiento.....	81
53	Producción promedio de biogás por periodo de tiempo para el tratamiento de control (A), el mecánico (B), el Térmico (C) y el biológico (D) donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$ entre los pretratamientos	82
54	Producción mensual de biogás en los pretratamientos biológico, control, térmico y mecánico a los 5 días (A), 10 días (B) y 15 días (C)	84
55	Análisis de regresión del efecto del pH sobre el logaritmo de la producción de biogás por efecto de un pretratamiento mecánico	86
56	Análisis de regresión lineal del efecto de los factores A) Temperatura y B) ST inicial sobre el logaritmo de la producción de biogás por efecto de un pretratamiento térmico. ST: sólidos totales	87
57	Análisis de regresión lineal del efecto de los factores A) Temperatura; B) ST inicial y C) Alcalinidad sobre el logaritmo de la producción de biogás por efecto de un pretratamiento biológico.....	88

58	Concentración promedio final de DBO_5 en los diferentes pretratamientos en donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los pretratamientos.....	89
59	Concentración promedio final de DBO_5 entre los meses en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.....	90
60	Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento de control al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes.....	91
61	Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento alcalino al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes	91
62	Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento mecánico al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes	92
63	Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento térmico al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes	93
64	Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento biológico al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes	93
65	Análisis de regresión del efecto de los factores A) temperatura; B) DBO_5 inicial y C) pH sobre DBO_5 final por efecto de un pretratamiento alcalino. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días	95
66	Análisis de regresión del efecto de los factores A) temperatura; B) DBO_5 inicial y C) alcalinidad sobre DBO_5 final por efecto de un pretratamiento de mecánico. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días	96
67	Análisis de regresión lineal del efecto factores A) DBO_5 inicial y B) Alcalinidad sobre el logaritmo de la DBO_5 final por efecto de un pretratamiento de biológico. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días	98

Lista de tablas

Tabla	Página
1	Valores de la regresión lineal múltiple de la temperatura, Irradiancia, pH y alcalinidad sobre el logaritmo de la densidad celular de la comunidad microalgal en el fotobiorreactor representada por Y 27
2	Valores de la regresión lineal múltiple de la temperatura, Irradiancia, pH y alcalinidad sobre el logaritmo de la densidad celular de <i>C. vulgaris</i> en el fotobiorreactor representada por Y 29
3	Valores de la regresión lineal múltiple de la temperatura, Irradiancia, pH y alcalinidad sobre el logaritmo de la densidad celular de <i>Selenastrum</i> sp. en el fotobiorreactor representada por Y 30
4	pH promedio al inicio y final de cada uno de los doce experimentos y cada uno de los cinco diferentes pretratamientos 32
5	Alcalinidad inicial y final ($\text{CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$) de cada pretratamiento durante los doce meses de la etapa experimental 33
6	Concentración inicial promedio de nitrógeno amoniacal total (NAT) en cada uno de los meses 34
7	Remoción (-) /Producción (+)de NAT (mgL^{-1}) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11–15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses 36
8	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) en digestores expuestos a un tratamiento alcalino representada por Y. ST: sólidos totales 37
9	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el cubo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) en digestores expuestos a un tratamiento térmico representada por Y. ST: sólidos totales..... 39
10	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) en digestores expuestos a un tratamiento biológico representada por Y. ST: sólidos totales 40
11	Concentración promedio inicial de $\text{NO}_2\text{-N}$ entre los meses que duró el experimento..... 41

12	Remoción (-) /Producción (+) de $\text{NO}_2\text{-N}$ (mgL^{-1}) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11–15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses	43
13	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de $\text{NO}_2\text{-N}$ en digestores expuestos a un pretratamiento alcalino representada por Y. ST: sólidos totales	44
14	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores físico-químicos sobre la concentración final de $\text{NO}_2\text{-N}$ (mgL^{-1}) en digestores expuestos a un pretratamiento mecánico representada por Y. ST: sólidos totales	46
15	Concentración promedio inicial de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre los meses	47
16	Remoción (-) /Producción (+) de $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgL^{-1}) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11–15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses	49
17	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en digestores expuestos a un pretratamiento de control representada por Y. ST: sólidos totales	50
18	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en digestores expuestos a un pretratamiento alcalino representada por Y. ST: sólidos totales	52
19	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en digestores expuestos a un pretratamiento mecánico representada por Y. ST: sólidos totales	54
20	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgL^{-1}) en digestores expuestos a un pretratamiento térmico representada por Y. ST: sólidos totales	55
21	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en digestores expuestos a un pretratamiento biológico representada por Y. ST: sólidos totales	57
22	Concentración inicial promedio de $\text{PO}_4\text{-P}$ entre los meses	58
23	Remoción (-) /Producción (+) de $\text{PO}_4\text{-P}$ (mgL^{-1}) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11–15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses	60
24	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la tasa de producción de $\text{PO}_4\text{-P}$ (mgL^{-1}) en digestores expuestos a un pretratamiento de mecánico representada por Y. ST: sólidos totales	61

25	Destino de las especies químicas del nitrógeno durante cada uno de los meses en cada uno de los pretratamientos	68
26	Destino de las especies químicas del fósforo durante cada uno de los meses en cada uno de los pretratamientos	74
27	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el arcoseno del porcentaje de ST removido por efecto de un pretratamiento alcalino representada por Y. ST: sólidos totales	79
28	Producción promedio mensual de biogás (cm^3L^{-1}) en digestores expuestos a diferentes pretratamientos	82
29	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores físico-químicos sobre el logaritmo de la producción de biogás (Logaritmo) en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico representada por Y. ST: sólidos totales	85
30	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico representada por Y. ST: sólidos totales	86
31	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico representada por Y. ST: sólidos totales	88
32	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la DBO_5 final en digestores expuestos a un pretratamiento alcalino representado por Y. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días	94
33	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la DBO_5 final en digestores expuestos a un pretratamiento de mecánico representado por Y. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días	96
34	Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores físico-químicos sobre el logaritmo de la DBO_5 final en digestores expuestos a un pretratamiento biológico representado por Y. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días	97

Capítulo 1. Introducción

La acuicultura es una actividad que en los últimos 20 años ha crecido en forma constante, pasando de una producción menor al millón de toneladas durante los años 50's a superar las 73.8 millones de toneladas durante el 2014 (FAO, 2016). El desarrollo intensivo de esta actividad tiene como consecuencia un aumento en el uso del agua y en la descarga de aguas residuales en los ecosistemas adyacentes. Estas aguas residuales contienen altas concentraciones de compuestos nitrogenados, fósforo y carbono orgánico disuelto, que pueden generar eutrofización (Fernández *et al.*, 2008). En algunos países la legislación está revisando continuamente los niveles máximos permisibles de sustancias y elementos contaminantes en las aguas residuales (Renou *et al.*, 2008). Cabe destacar además que en la actualidad no existe reglamentación oficial sobre las descargas de aguas residuales de origen acuícola en México.

El incremento en la actividad acuícola ha propiciado el desarrollo de sistemas de cultivo que sean económicamente viables, en los cuales no solo se busca producir altas densidades, sino que permita lidiar con limitaciones tales como la ubicación, la disponibilidad de agua y minimizar el impacto ambiental (Zohar *et al.*, 2005; Schneider *et al.*, 2007). Las restricciones económicas, ambientales y la dependencia de grandes volúmenes de agua son los factores que han impulsado el desarrollo de los sistemas de recirculación acuícola (SRA) (Mirzoyan *et al.*, 2010). Los SRA están basados en una tecnología que proporciona una alternativa sostenible ya recicla y reacondiciona constantemente el agua y da tratamiento a los residuos del cultivo, lo que permite una tasa baja de recambio de agua y disminuir los requerimientos sobre este recurso (Gelfand *et al.*, 2003; Zohar *et al.*, 2005; Tal *et al.*, 2009).

Los efluentes de los SRA se caracterizan por tener altas concentraciones de NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P, exceso de biopelícula y materia orgánica en forma disuelta y particulada (Hrubec, 1996; Jensen, 1996; Van Rijn, 1996). El tratamiento de efluentes provenientes de SRA es fundamental para mitigar el impacto que puedan llegar a tener en el ambiente. Existen diversos trabajos enfocados al uso de procesos de digestión anaeróbica para la eliminación de diversos componentes en los efluentes acuícolas. La digestión anaeróbica de los lodos de origen acuícola es un concepto relativamente nuevo ya que en los métodos tradicionales de acuicultura en estanques, en sistemas de flujo continuo y sin recambio de agua, los lodos no se recolectan (Mirzoyan *et al.*, 2010); razón por la cual la información en el manejo de los lodos en la acuicultura es escasa. La digestión anaeróbica en lodos de los SRA, se reportó por primera vez en la década de los 90's (Kugelman y van Gorder, 1991; Lanari y Franci, 1998). Los primeros trabajos presentaron un éxito limitado, por ejemplo Kugelman y van Gorder (1991), utilizaron lodos de un cultivo de salmón con un 4 a 6% de sólidos totales (ST), bajo condiciones mesófilas con el objetivo de producir metano en tiempos de residencia hidráulica (TRH) de 10 a 30 días obteniendo tasas de digestión del 47-

62% de los sólidos volátiles (SV). En otro estudio utilizando lodos de un cultivo de trucha arcoíris con concentraciones de entre 1.4 a 2.4% de ST en condiciones psicrófilas, Lanari y Franci (1998) lograron un 90% de digestión de los lodos con un TRH de entre 22-38 días.

En el tratamiento de los efluentes de un SRA, se puede incluir como primera etapa, la separación de la fase acuosa (fracción disuelta) de la fracción particulada a fin de que en la segunda etapa se reduzcan los volúmenes y masa de los materiales degradables contenidos en ambas fracciones (Neyens y Baeryens, 2003). La fracción acuosa donde se encuentran la mayoría los de sólidos disueltos, es generalmente descartada sin ningún tratamiento adicional (Park *et al.*, 2011).

Existen diversos trabajos enfocados al tratamiento de aguas residuales en su fracción disuelta, los cuales reportan la utilización de microalgas para la remoción de nutrientes (Pittman *et al.*, 2011; Van der Ha, *et al.*, 2011). Los tratamientos que usan microalgas se presenta como una de las mejores alternativas para la remoción de nutrientes inorgánicos a través de mecanismos biológicos de bajo costo energético (Pittman *et al.*, 2011).

Las microalgas han sido ampliamente utilizadas en el tratamiento de aguas residuales, Wang *et al.* (2010a) utilizaron la microalga *Chlorella* sp. para tratar efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales logrando una remoción de nutrientes superior al 74%. Especies como *Chlorella vulgaris* se han utilizado en la eliminación de amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) que se produce en digestores de desechos de estiércol de ganado lechero (Wang *et al.*, 2010b). Tanto *C. vulgaris* como *Scenedesmus obliquus* han sido utilizadas en el tratamiento de desechos de origen agrícola con altas eficiencias en la remoción de nutrientes y rendimiento en biomasa (Voltolina *et al.*, 1998; Franchino *et al.*, 2013). De igual forma en trabajos más recientes, se ha probado la inmovilización de especies como *Synechococcus* sp y *Scenedesmus* sp. en cápsulas de quitosán con el objetivo de facilitar su recolección, pudiendo reutilizar el agua para otras actividades mientras las microalgas permanecen viables (Aguilar-May, 2006; Fierro *et al.*, 2008). Ramos-Chávez (2014) utilizó cultivos de *Scenedesmus obliquus* y *Chlorella vulgaris* para el tratamiento de efluentes de un cultivo de tilapia en SRA, reportando para ambas especies remociones del 100% del NAT, <50% del $\text{NO}_3\text{-N}$ y >30% del $\text{PO}_4\text{-P}$. También en tratamiento de efluentes de un cultivo de tilapia con cultivos estáticos de *Monoraphidium* sp., *Chlorella* sp. y *Scenedesmus* sp. Guerrero-Cabrera *et al.* (2014), lograron obtener remociones superiores al 82% del nitrógeno y el 66% del fósforo.

El uso de microalgas en el tratamiento de efluentes es afectado por la temperatura, la luz, el pH y la concentración y la proporción de nutrientes en el medio (Yeh y Chang, 2013; Juneja *et al.*, 2013). La variación de estos factores tiene un efecto en la fotosíntesis, el crecimiento, el metabolismo celular, su composición proximal, así como en la tasa de absorción de nutrientes (Gordillo *et al.*, 1998; Hsieh y Wu,

2009; Yeh y Chang, 2013; Juneja *et al.*, 2013). En el cultivo de en fotorreactores abiertos estos factores no son controlados y la composición y concentración de nutrientes en los efluentes acuícolas varía, lo que afecta tanto la densidad y composición de la comunidad microalgal y en consecuencia la eficiencia de remoción.

Los sólidos (la fracción particulada) contenidos en las descargas de los efluentes acuícolas pueden ser separados en: 1) los compuestos orgánicos que pueden ser medidos como demanda bioquímica de oxígeno DBO_5 , 2) los sub-productos del metabolismo como el NH_4^+ -N y el no ionizado (NH_3 -N), los nitritos (NO_2^- -N), los nitratos (NO_3^- -N) y el fósforo total (PT) y; 3) los sólidos tales como alimento no consumido o no digerido medidos como sólidos suspendidos totales (SST) de los cuales se estima que entre 7 y 32% es nitrógeno, entre 30 y 84% fósforo y más del 27% es carbono orgánico (Bergheim y Brinker, 2003; Viadero *et al.*, 2005; Sharrer *et al.*, 2010). Stewart *et al.* (2006) encontró que los biosólidos almacenados en un tanque de sedimentación se lixivian y liberan el 35% del PT, el 35% del ortofosfato, el 61% del nitrógeno total medido por Kjeldahl (NTK), el 24% del nitrógeno amoniacal total (NAT) y el 50% del carbono orgánico total (COT) en las primeras 24 h. Si estos sólidos no son removidos, se liberaran en el agua como nutrientes disueltos que aumentarían la demanda bioquímica de oxígeno carbonacea ($DBOC_5$) y terminarían como parte de la fracción disuelta en los efluentes (Chen *et al.*, 1993; Malone y Pfeiffer, 2006; Huggins *et al.*, 2005). Los efluentes de este tipo de operaciones hiperintensivas (SRA) generalmente se concentran y almacenan en fosas de oxidación o se dispone de ellos en humedales artificiales donde el agua se integra al manto freático por filtración y los sólidos se degradan por acción bacteriana sirviendo como sustrato para la vegetación (Summerfelt *et al.*, 1999; Comeau *et al.*, 2001).

Los efluentes acuícolas con alta carga de materia orgánica pueden también incrementar la turbidez del agua en los ambientes donde son vertidos, promover la incidencia de afloramientos fitoplanctónicos y aumentar el potencial de transmisión de patógenos y enfermedades tanto de organismos silvestres en las áreas cercanas a la granja así como los de cultivo (Holmer y Kristensen, 1992; Kaspar *et al.*, 1988; Gray *et al.*, 2002; Vezzuli *et al.*, 2002; Johansson, 2006; Crab *et al.*, 2007). Una forma de minimizar los impactos negativos de las granjas acuícolas es el manejo de los efluentes en su totalidad o de una de sus dos fracciones, ya sea la particulada o disuelta (Chen *et al.*, 1993; Sharrer *et al.*, 2010).

Uno de los métodos más utilizados para la eliminación de los sólidos particulados o lodos es a través de la digestión anaeróbica en la cual se lleva a cabo la degradación biológica de materia orgánica por bacterias anaeróbicas facultativas y obligadas (Appels *et al.*, 2008). Su éxito como método de tratamiento obedece a la simplicidad del proceso de operación, la producción de biogás y al hecho de que soporta mayores concentraciones de lodos primarios y carga de nutrientes (Marchaim, 1992; Krzystek *et al.*, 2001; Cakir y

Stenstrom, 2005; de la Rubia *et al.*, 2006; Appels *et al.*, 2008). Además, el tratamiento anaeróbico se lleva a cabo con un menor costo energético en comparación con los tratamientos aeróbicos, obteniendo como resultado una mayor acumulación de energía potencial y una mayor recuperación de nutrientes, producción de metano y reducción del volumen de sólidos entre un 30-50% (Heijnen *et al.*, 1991; Grady, 1999; Aggelis *et al.*, 2001; Gray, 2005). Esto se debe a que las bacterias anaerobias solo usan entre el 5-10% de la energía en funciones metabólicas incluyendo reproducción, y el 90-95% restante lo dirigen a la producción de metano, en contraste las bacterias aerobias usan entre el 50-65% de la energía del sustrato en las funciones metabólicas (Zeeman *et al.*, 1997; Ruiz *et al.*, 1998).

La digestión anaeróbica comprende tres etapas: la hidrólisis, la acidogénesis (fermentación) y la metanogénesis, en la cual se incluye la acetogénesis (Tchobanoglous *et al.*, 2003; de la Rubia *et al.*, 2006). En la etapa de hidrólisis, la materia orgánica insoluble y los componentes de gran peso molecular son transformados en materia orgánica soluble, la cual es rápidamente degradada durante la acidogénesis obteniendo como productos el acetato, H₂ y CO₂, los cuales son precursores de la metanogénesis (Graef y Andrews, 1974a; Yunqin *et al.*, 2009).

Las cantidades de sólidos volátiles que son degradados y transformados en biogás, dependen no solo de las características de los lodos, sino también de factores operacionales importantes en el control de los sistemas de digestión anaeróbica como la temperatura (de la Rubia *et al.*, 2006), la carga orgánica (Apul y Sanin, 2010) y el tiempo de residencia hidráulica (Carlsson *et al.*, 2012). El tipo de bacterias que llevan a cabo la digestión anaeróbica depende del tipo de sustratos que conforman las aguas y lodos residuales. Los carbohidratos y los lípidos se degradan más rápido a un pH alcalino, mientras que las proteínas se degradan de manera más eficiente a un pH ácido o neutro (McInerney, 1988). La cantidad de gas metano que es producido por cada uno de los sustratos metabólicos (proteínas, lípidos o carbohidratos) es también diferente. En los carbohidratos el 50% del biogás producido es metano mientras que en las proteínas es el 60% (Gallert y Winter, 2005).

1.2 Antecedentes

Existen diversos trabajos enfocados al uso de la digestión anaeróbica para la eliminación de diversos componentes en los efluentes acuícolas. La digestión anaeróbica de los lodos de origen acuícola es un concepto relativamente nuevo ya que al no darse tratamiento a la fracción particulada de los efluentes acuícolas la información en el manejo de los lodos en la acuicultura es en escasa. La digestión anaeróbica en lodos de los SRA, fue reportada por primera vez en la década de los 90's (Kugelman y van Gorder, 1991), en lodos de un cultivo de salmón con un 4 a 6% de ST en condiciones mesófilas con el objetivo de

producir metano en TRH de 10 a 30 días. Los autores obtuvieron tasas de digestión de entre 47-62% de los sólidos volátiles (SV). En otro estudio utilizando lodos de un cultivo de trucha arcoíris con concentraciones de entre 1.4 a 2.4% de ST bajo condiciones psicrófilas, Lanari y Franci (1998) lograron obtener un 90% de la digestión de los ST en un TRH de 22 a 38 días. McDermott *et al.* (2001) utilizando efluentes acuícolas con lodos expuestos a un pretratamiento por sonicación lograron reducir el volumen de los lodos en un 10% y una producción de 0.29 a 0.45 L de biogás día⁻¹ en digestores anaeróbicos. Mirzoyan y Gross (2013) usando lodos de un SRA operado con agua salobre manejaron diferentes TRH, razones C:N y temperaturas, logrando eficiencias superiores al 92% de remoción de los SV, disminución del 98% de la DQO y producciones de metano de 7.1 mLg⁻¹ de SV.

La principal limitación de la digestión anaeróbica es el largo TRH de los lodos que puede ir desde los 20 hasta los 30 días de duración, lo que lo vuelve un proceso digestivo de baja eficiencia (JSWA, 2009). Los tiempos de retención de lodos están generalmente asociados al estado de hidrólisis que puede afectar la eficiencia de los procesos de acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Tiehm *et al.*, 2001; Appels *et al.*, 2008). Con el objetivo de reducir los TRH se ha considerado la aplicación de algún tipo de pretratamiento de la fracción particulada (IWA, 2002; Appels *et al.*, 2008), los cuales tienen como función la ruptura de la pared celular de las bacterias resultando en la lisis o desintegración de los sólidos volátiles y las células contenidas en los lodos (Weemaes y Verstraete, 1998). Los pretratamientos más conocidos son:

- A) El químico, en el que la hidrólisis se realiza utilizando ácidos y bases, ozonación y métodos avanzados de oxidación, pudiendo aumentar la producción de biogás de entre 20 - 50%, un aumento del 60% en la reducción de los sólidos suspendidos y un aumento del 30% en la degradación de los sólidos volátiles (Tanaka *et al.*, 1997; Tanaka y Kamiyama, 2002; Kim *et al.*, 2003; Appels *et al.*, 2008).
- B) El mecánico. basados en la transferencia de energía cinética, con lo que se puede incrementar la reducción de los sólidos suspendidos totales entre un 50-100% (Kopp *et al.*, 1997; Weemaes y Verstraete, 1998; Nah *et al.*, 2000).
- C) El térmico, donde los lodos son expuestos a temperaturas elevadas por periodos de tiempo variables, con lo que se puede incrementar la producción de biogás hasta en un 150% y a la vez aumentar la eficiencia en la degradación de los sólidos totales (Gavala *et al.*, 2003; Ferrer *et al.*, 2006; Bougrier *et al.*, 2007; Climent *et al.*, 2007).
- D) El biológico, en el cual la degradación de los lodos se lleva a cabo por la acción de bacterias y enzimas con lo que se eficientiza la degradación de la materia orgánica (Guellil *et al.*, 2001;

Thomas *et al.*, 1993). pudiendo aumentar la producción de biogás hasta en un 210% en condiciones termófilas (Thomas *et al.*, 1993; Guellil *et al.*, 2001; Miah *et al.*, 2004).

Además de la digestión anaeróbica de la materia orgánica, otro de los procesos que se desarrollan bajo condiciones anaeróbicas en los biodigestores, es la reducción de los nitratos hacia componentes más simples como óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO) y finalmente N_2 , este proceso es conocido como desnitrificación (Knowles, 1982). El proceso de desnitrificación es realizado por bacterias autótrofas facultativas que requieren carbono orgánico como donador de electrones. La fuente de carbono orgánico puede ser medida como la demanda química de oxígeno de solubles biodegradables (DQOsb) en el influente de aguas residuales, así como la DQOsb que se produce durante la descomposición endógena, además de fuentes externas de carbono tales como el metanol o acetato entre otras (Tchobanoglous *et al.*, 2003). En el caso de los biodigestores, la fuente de carbono fue la materia orgánica presente en los lodos la cual a través de los procesos de digestión anaeróbica es transformada en compuestos solubles que son fácilmente biodegradables (Rodríguez *et al.*, 2007; Bill *et al.*, 2009; Swinarski *et al.*, 2009; Fernández-Nava *et al.*, 2010).

En el proceso de desnitrificación es posible que se acumulen compuestos nitrogenados intermediarios (NO_2^- , N_2O , NO) debido al tipo y concentración del sustrato empleado o a las condiciones de operación (temperatura, pH, TRH, tiempo de retención celular) (Cervantes *et al.*, 1999). A fin de que el proceso de desnitrificación culmine en N_2 gas, se deben controlar las condiciones ambientales tales como el nivel de O_2 disuelto, la fuente de carbono orgánico, la concentración de nitratos, la relación C/N, la disponibilidad de fósforo, el pH, la temperatura y la posible presencia de compuestos tóxicos (Cervantes *et al.*, 1999).

1.4 Justificación

Los SRA se caracterizan por un bajo consumo de agua lo que minimiza su reemplazo, con lo que se busca un control más estricto de la calidad del agua (Barak *et al.*, 2003; Shnel *et al.*, 2002). Los SRA producen un bajo volumen de efluentes con una alta carga de nutrientes y materia orgánica que debe ser tratado previo a su disposición final (Losordo y Timmons, 1994; Shnel *et al.*, 2002; Suzuki *et al.*, 2003; Timmons y Ebeling, 2007; Van Rijn, 1996). A fin de aumentar la degradación de los sólidos es necesario utilizar diferentes métodos de pretratamiento, ya sea solos o combinados (Mirzoyan *et al.*, 2010).

En este trabajo se evaluó durante un año, la eficiencia de remoción de las fracciones disueltas y particuladas de los efluentes producidos por un cultivo hiperintensivo de tilapia en un SRA por medio de dos diferentes sistemas tróficos (microalgas y bacterias heterótrofas). Las microalgas han sido

ampliamente utilizadas en la remoción de nutrientes de efluentes acuícolas, siempre con una alta eficiencia, por otra parte el uso de digestores anaeróbicos es una herramienta muy utilizada en el tratamiento aguas residuales de diferentes orígenes para remover la materia orgánica y reducir el volumen y la masa de los lodos con rendimientos altamente significativo (Appels *et al.*, 2008). Con este trabajo se propone una estrategia para el tratamiento de la fracción disuelta y la fracción particulada donde se utilicen procesos anaeróbicos, aerobios, pretratamientos y la modulación del TRH a fin de disminuir el impacto al ambiente.

Los resultados obtenidos de este trabajo ayudarán a sentar las bases para determinar la combinación de pretratamientos a la fracción particulada y disuelta que permita una mejor remoción de nutrientes y compuestos orgánicos de acuerdo a las condiciones ambientales estacionales en los cultivos acuícolas, siendo una herramienta útil en la búsqueda de una acuicultura responsable.

1.4 Hipótesis

Los efluentes de un cultivo hiperintensivo de tilapia que son tratados utilizando dos tipos de sistemas que incluyen organismos de niveles tróficos diferentes, en el cual la fracción líquida es dispuesta en un fotobiorreactor obteniendo una alta eficiencia de remoción de nutrientes y producción de biomasa alga, y los lodos expuestos a un pretratamiento y una posterior digestión anaeróbica, logran una remoción de los lodos, de la materia orgánica así como producción de biogás pudiendo ser una opción viable, y ambientalmente compatible para el tratamiento de efluentes provenientes de un SRA.

1.4 Objetivos.

1.4.1 Objetivo general

Evaluar la eficiencia de dos sistemas que incluyen organismos de dos diferentes niveles tróficos (fotoautótrofo y heterótrofo) en el tratamiento de los efluentes acuícolas producidos en un sistema de recirculación.

1.4.2 Objetivos específicos

1.- En base a la cinética de transformación evaluar la capacidad de un fotobiorreactor en la remoción y/o producción de las diferentes especies químicas de nitrógeno y fósforo.

2.- Caracterizar a nivel de género taxonómico la comunidad microalgal que se encuentra en un fotobiorreactor con base a la dinámica temporal de nutrientes de los efluentes del sistema de recirculación y las variables fisicoquímicas.

3.- Evaluar la eficiencia en la remoción y/o producción de las diferentes especies químicas de nitrógeno y fósforo de la fracción particulada de los efluentes acuícolas sometidos a cuatro diferentes pretratamientos.

4.- Medir la capacidad de producción de biogás y la reducción de lodos en biodigestores a partir de sólidos particulados expuestos a cuatro diferentes pretratamientos.

5.- Medir la concentración de materia orgánica y la dinámica de degradación en los efluentes expuestos a los diferentes pretratamientos.

Capítulo 2. Metodología

Para la realización de este experimento se utilizaron los efluentes de seis sistemas de recirculación para el cultivo piloto hiperintensivo de tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*) perteneciente al Laboratorio de Diseño y Desarrollo de Tecnología Acuícola del Departamento de Acuicultura del CICESE, cada sistema de recirculación de un volumen de 3.7 m³. Tres de los seis sistemas se operaron a alta densidad (90 kg de biomasa por metro cúbico de agua) y tres a baja densidad (40 kg de biomasa por metro cúbico de agua). Durante el tiempo de cultivo los peces (agosto del 2012 a septiembre del 2013) se les suministró un alimento balanceado (Nutripec Purina 32/06 con 42% de proteína) al 2% de su biomasa dos veces al día y mantenidos a una temperatura de 30±2 °C, un pH de 7.2±0.2 y una concentración de oxígeno de 6.5±1.0 mgL⁻¹. En el manejo y operación de los sistemas de recirculación se producen en total 2.2 m³ de efluentes por día, los cuales fueron tratados a través de dos sistemas con organismos de dos niveles tróficos diferentes con el fin de reducir la tasa de recambio diaria de agua, disminuir el volumen de lodos y la concentración de las diferentes especies químicas de nitrógeno y fósforo.

2.1 Descripción del sistema de tratamiento de efluentes

El sistema constó de varios componentes: un tanque de compensación de donde se envió el agua a tres sedimentadores interconectados (800 L) por medio de una bomba centrífuga de 1 ½ HP. Los lodos fueron extraídos de los sedimentadores y se agregaron 10 L de lodo en cubetas de 19-L donde fueron aplicados los diferentes pretratamientos para posteriormente se transfirieron 0.8 L de los lodos pretratados a cubetas de 4-L utilizadas como digestores. El agua restante de los sedimentadores (1 m³ aproximadamente) fue enviada a un fotobiorreactor de 1.5 m³ para el tratamiento de los sólidos disueltos en el efluente (Figura 1).

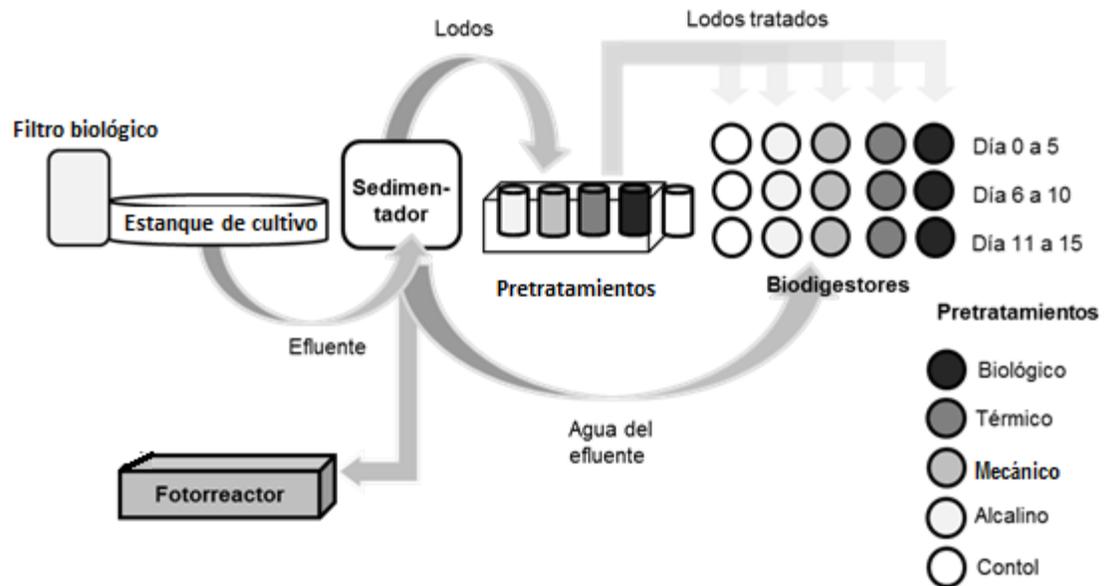


Figura1. Diseño del sistema para el tratamiento de efluentes de un cultivo hiperintensivo de tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*).

2.2 Sólidos disueltos

2.2.1 Diseño experimental

El diseño experimental para la evaluación de la degradación de los sólidos disueltos se llevó a cabo utilizando un diseño experimental por bloques al azar. Los factores considerados fueron: 1) los meses en que se llevaron a cabo los ensayos (octubre 2012 a septiembre 2013) y, 2) las variables a considerar fueron, la concentración inicial de nutrientes [(nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$), nitratos ($\text{NO}_3\text{-P}$), fosfatos ($\text{PO}_4\text{-P}$), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT)] en cada uno de los doce ensayos. El efecto en la cinética de la degradación de las diferentes especies químicas del nitrógeno y fósforo, así como la dinámica poblacional de las microalgas presentes en el fotobiorreactor fueron cuantificados.

Una vez que los efluentes se sedimentaron durante un tiempo aproximado de dos horas, el agua con los sólidos disueltos se transfirió a un fotobiorreactor para su tratamiento. Se llevaron a cabo 12 ensayos utilizando el agua colectada, un ensayo por mes durante un año con una duración de 15 días cada uno. En cada uno de los ensayos se realizaron tres periodos de cultivo de cinco días, que fue el tiempo asignado para cada recambio de agua en el fotobiorreactor. Todos los días se midieron la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (OD), pH con una sonda multiparámetro (YSI 556 MPS, USA) y la Irradiancia incidente con un luxómetro (Traceable®); adicionalmente se identificaron las especies de microalgas

presentes en el fotobiorreactor y se determinó su densidad. Todos los días se midió la concentración de NAT, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, y al inicio y al final del TRH se midió la concentración de NT y PT. Con la diferencia entre la concentración inicial y la final se estimó la remoción/producción de cada uno de los nutrientes mencionados.

2.2.2 Diseño del fotobiorreactor

Para llevar a cabo la degradación de la fracción disuelta de los efluentes se diseñó un fotobiorreactor horizontal compuesto por un tanque rectangular de fibra de vidrio (1 m alto x 1.85 m largo x 1.20 m ancho) y dos charolas de fibra de vidrio (0.1 m alto x 3.2 m largo x 0.70 m ancho) puestas en forma paralela e inclinadas en un ángulo de 10° en las cuales se hizo pasar una película de agua delgada (5 mm) con la ayuda de dos bombas sumergibles de 1/16 hp (Little Giant XXW2, CA, EU) con una tasa de flujo de 30 L min⁻¹.

2.2.3 Identificación de microalgas

El inóculo de microalgas utilizado en el experimento fue obtenido de los afloramientos fitoplanctónicos del sistema de maternidad de las tilapias cultivadas en el laboratorio de Diseño y Desarrollo de Tecnología Acuícola del Departamento de Acuicultura del CICESE. El inóculo se vertió en el fotobiorreactor y fue diluyéndose a un 20 % (V:V) manteniendo una densidad cercana a las 10⁶ cel mL⁻¹. Una vez que se logró tener un volumen constante de 1.5 m³ (suficiente para mantener el 90 % del volumen del fotobiorreactor) se inició la etapa experimental. Diariamente se tomaron muestras de 100 mL con las cuales se determinó la densidad de células y composición de géneros de la comunidad fitoplanctónica usando una cámara Neubauer de 0.100 mm (HAUSSER SCIENTIFIC, USA) y un microscopio compuesto (VWR, Vista Visión).

2.2.4. Análisis de calidad del agua

Todos los días se midieron la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto (OD) y el pH, con una sonda multiparámetro (YSI 556 MPS, USA) y se tomaron muestras de 100 mL de agua del fotobiorreactor para determinar NAT, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P por triplicado. El NAT en forma de ion amonio (NH₄-N) se determinó por el método de reacción con fenato (Parsons *et al.*, 1984). El nitrógeno en los nitritos (NO₂-N) se determinó a través de la formación de grupos azo (N=N) en presencia de naftil-etilen-diamina y

sulfanilamida. Las muestras se leyeron en un espectrofotómetro (Modelo EPOCH, Biotek USA) a una longitud de onda de 543 nm (Boltz, 1958; Hoather, 1959). El nitrógeno de los nitratos (NO_3) fue determinado por la lectura de la muestras en el espectro de luz ultravioleta (UV), para lo cual las muestras se leyeron a dos diferentes longitudes (220 nm para materia orgánica y 275 nm para NO_3 -N y materia orgánica), la diferencia en la absorbancia entre ambas lecturas indicó la concentración de los nitratos (Edwards *et al.*, 2001). Los fosfatos (PO_4 -P) se cuantificaron por el método de Vanadio-molibdato y se determinaron con el espectrofotómetro a una longitud de onda de 883 nm (Sletten y Bach, 1961; Strickland y Parsons, 1965).

La concentración de NT se determinó por el método del persulfato de potasio (Solorzano y Sharp, 1980; Pitts y Adams, 1987) y se leyó como nitratos a dos diferentes longitudes (220 nm para materia orgánica y 275 nm para NO_3 -N y materia orgánica) (Edwards *et al.*, 2001). La concentración de PT se determinó por el método del persulfato de amonio en donde el fósforo es transformado en ortofosfatos y se determinó por el método de Vanadio-molibdato (Sletten y Bach, 1961; Strickland y Parsons, 1965). La alcalinidad total se midió por titulación utilizando una solución indicadora de verde de bromocresol y rojo de metilo (APHA, 1998).

La demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO_5) fue determinada por el método 5210B recomendado por APHA (1998); para ello se utilizaron tres grupos de frascos oscuros de 1 L en los cuales se colectaron las muestras de agua de los digestores con los lodos pretratados, en las muestras se hicieron diluciones 1:1000 para su adecuada determinación. Se utilizaron cuatro lotes de frascos, uno para la toma de muestras al inicio del experimento, a los cinco días, a los 10 y a los 15 días para estimar la DBO_5 en los digestores con lodos pretratados.

2.2.5 Evaluación de la remoción de nitrógeno y fósforo en el fotobiorreactor

La concentración del NAT, NO_2 -N, NO_3 -N y PO_4 -P en la fracción líquida del efluente sin filtrar se determinaron en el fotobiorreactor con los métodos que se describen en el punto 2.2.4. La eficiencia en el porcentaje de remoción de nutrientes se calculó comparando la concentración inicial al día cero y la concentración final al día 5. Los datos se usaron para determinar la dinámica de en el fotobiorreactor.

$$\text{Eficiencia de remoción} = \frac{\text{Concentración final}}{\text{concentración inicial}} \times 100 \quad (1)$$

2.3.- Sólidos particulados

2.3.6 Diseño experimental

Para la determinación del efecto de los pretratamientos en los sólidos particulados se utilizó un diseño experimental factorial en el que se consideraron cinco diferentes tipos de pretratamientos (biológico, químico, mecánico, térmico y un control); los meses y el TRH. El efecto de los pretratamientos fue medido en términos de la tasa de remoción o producción de las especies químicas del N y el P, la degradación de lodos, la producción de biogás y la DBO₅.

Los efluentes de los SRA (aprox. 1.7 m³) se concentraron en un tanque de 2 m³ de volumen de donde se tomaron muestras de 100 ml para llevar a cabo un análisis preliminar tal como se indica en la sección 2.2.4 para posteriormente usarlos en los experimentos de pretratamiento, realizando un ensayo cada mes por un periodo de 15 días por un total de doce meses.

Se utilizaron cuatro pretratamientos y un control: el pretratamiento 1, fue un tratamiento térmico (los efluentes se mantuvieron a 100°C durante 30 minutos); el pretratamiento 2, fue un tratamiento mecánico (los efluentes se agitaron a 5000 rpm por 30 minutos); el pretratamiento 3, fue un tratamiento biológico (los efluentes se mezclaron en una proporción 50:50 lodos secundarios:lodos primarios); el pretratamiento 4, fue un tratamiento alcalino (los efluentes se mezclaron con una solución de NaOH 0.080 mol L⁻¹ la cual se eligió de acuerdo a lo reportado por Lin *et al.* (1997); Navia *et al.* (2002) y Li *et al.* (2008) quienes indican que las dosis óptimas para la desintegración de los lodos van de 0.04 a 0.1 mol L⁻¹), y finalmente el tratamiento 5 fue el control (utilizaron los lodos crudos sin pretratamiento). Para la determinación de la dinámica de las diferentes especies químicas de N, P, DBO₅, producción de biogás y remoción de los lodos, se utilizaron para cada pretratamiento nueve cubetas (replicas) que fueron incubadas al mismo tiempo, repartidas en tres grupos; el primer grupo de 3 cubetas se usó del día 1 al día 5, el segundo grupo (3 cubetas) del día 6 al día 10 y el tercer grupo (3 cubetas) del día 11 al día 15.

En cada digestor se agregaron 720 mL de lodos pretratados más un inóculo de 80 mL de lodos secundarios como lodos semilla y se aforó a un volumen de 3,200 mL con la fracción líquida del efluente del sistema de recirculación a un volumen final de 4 L y obteniendo una proporción 1:5 lodos:agua. En la digestión anaeróbica la proporción de lodos fue baja debido a que el contenido de sólidos totales (ST) incrementa la viscosidad lo que trae como consecuencia una menor capacidad de mezcla así como una menor transferencia de masa (Jolis, 2008).

2.3.2 Diseño del digestor

El digestor se componía de una cubeta blanca de fondo plano de 4 L con tapa, la cual contaba con dos orificios. Un orificio se usó para la toma de muestra y constaba de manguera de silicón (5 mm de diámetro, 50 cm de longitud) acondicionada con una válvula abierto/cerrado para la toma de muestras. El segundo orificio estaba conectado un depósito cilíndrico de 1 L utilizado para el almacenamiento de biogás por medio de un tubo flexible de silicón de 0.63 mm de diámetro. En el depósito cilíndrico se colocó un vaso graduado (250 mL) en forma invertida donde por el método de volumen desplazado se determinó el volumen del biogás producido (Figura 2). Se utilizaron un total de 45 digestores para este estudio.

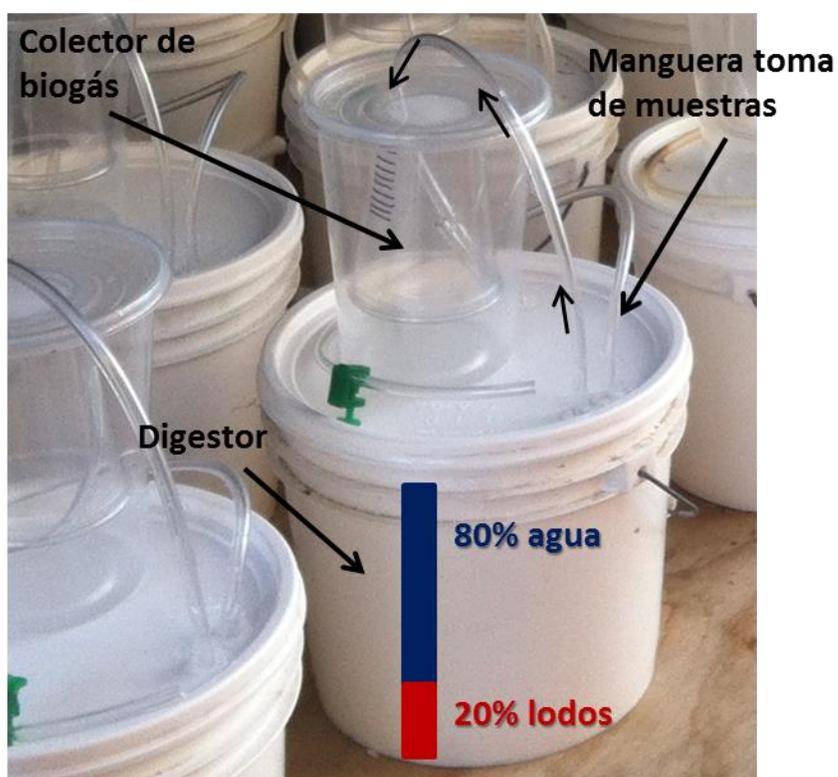


Figura 2. Diseño de digestores.

2.3.3 Análisis de los sólidos particulados en los efluentes

En la fracción particulada (lodos) se midieron el pH, la temperatura y el oxígeno disuelto (OD) como se describió en la sección 2.2.4. La concentración de ST se midió por el método 2540B (APHA, 1995). El NT disuelto en el agua se midió por el método del persulfato de potasio (Solórzano y Sharp, 1980; Pitts y

Adams, 1987). La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) se midió por el método 5210 y el PT disuelto en el agua por el método de vanadio-molibdato 4500-P (APHA, 1998).

2.3.4 Evaluación de la remoción de nitrógeno y fósforo en los digestores

En los digestores la concentración de NAT, NO₂-N, NO₃-N y PO₄-P en el agua se determinó todos los días con los métodos descritos en la sección 2.2.4. La remoción o producción se calculó por la diferencia entre la concentración inicial y la concentración final a los 5, 10 y 15 días.

2.3.5 Flujo del nitrógeno y el fósforo

Se llevaron a cabo las descripciones de las vías por las cuales se removió o liberó el N y el P en el agua de los efluentes en los digestores al inicio y al final de los 15 días del TRH utilizando las ecuaciones 2 y 3:

$$N_f = N_{in} + N_g - N_p \quad (2)$$

$$P_f = P_{in} + P_g - P_p \quad (3)$$

Donde, N_{in} (mg L⁻¹) representa la cantidad de nitrógeno en el agua en el digestor al inicio del periodo de incubación, N_f representa el nitrógeno final acumulado en el agua en el digestor después de 15 días, N_g representa el nitrógeno ganado (liberado en el agua) por diferentes procesos, principalmente amonificación, sumando los incrementos en la concentración de NAT (producción de nitrógeno), y N_p representado el nitrógeno perdido (remoción de nitrógeno en el agua), principalmente por desnitrificación (disminución en concentración de NO₂-N y NO₃-N) y por remoción del nitrógeno orgánico N_{org} disuelto en el agua, dando como resultado la siguiente ecuación (4).

$$N_f = N_i \pm NAT \pm NO_2-N \pm NO_3-N \pm N_{org} \quad (4)$$

Mientras que para la ecuación 5, P_{in} representa la concentración inicial de PT en el agua, P_f representa la concentración final de PT en el agua, P_g representa el incremento en la concentración de PO₄-P liberado en el agua por procesos de mineralización y P_p representa la asimilación en forma de biomasa como fósforo orgánico (P_{org}) en el agua. Obteniéndose por lo tanto la siguiente ecuación (5).

$$P_f = P_{in} \pm PO_4\text{-P} \pm P_{org} \quad (5)$$

2.3.5 Remoción de lodos

La concentración de lodos se determinó por el método de peso seco; para ello se tomaron muestras de 10 mL de homogenizado de cada digestor (efluentes pretratados y el control) al inicio, a los 5, 10 y 15 días de TRH. Las muestras se secaron en un horno marca Harsa a 75° C durante 24 h hasta llegar a peso seco constante; para la verificación del peso constante se utilizó una balanza analítica Velab modelo VE-204. La reducción de lodos se determinó usando la siguiente formula (6).

$$\% \text{ lodos reducidos} = \frac{\text{peso inicial} - \text{peso final}}{\text{peso inicial}} * (100) \quad (6)$$

2.3.6 Colecta y cuantificación de biogás

El volumen de biogás que se produjo en los digestores se midió por desplazamiento de agua en recipientes de plástico transparentes graduados diseñados para dicho propósito, los cuales permanecieron sellados para evitar la fuga de biogás. El volumen de biogás producido en los diferentes pretratamientos se comparó entre ellos y se determinó el efecto de los parámetros fisicoquímicos y la concentración de ST sobre la producción del mismo.

2.4.- Análisis Estadístico

En todos los datos obtenidos se verificó que cumplieran con los postulados de homogeneidad de varianza y normalidad (Sokal y Rohlf, 1979; Zar, 1984) utilizando el software Statistic 7.0 para Windows® (Stat. Soft. Inc. 2007).

En el análisis de la fracción disuelta del efluente en el fotobiorreactor, las concentraciones de NAT, NO₂-N, NO₃-N y PO₄-P en el tiempo (del día 1 al día 5 para el fotobiorreactor) y la concentración de las especies de microalgas en el fotobiorreactor se analizaron con una ANOVA de una vía. Un análisis de regresión lineal múltiple se llevó a cabo para determinar el efecto de las variables independientes (temperatura, pH, alcalinidad, irradiancia y concentración inicial de NAT ó NO₂-N ó NO₃-N ó PO₄-P) en variables dependientes (remoción de NAT o NO₂-N o NO₃-N o PO₄-P). En el porcentaje de remoción de nutrientes (NAT, NO₂-N, NO₃-N y PO₄-P) se llevó a cabo una transformación arcoseno de los datos para normalizar y se analizó con un ANOVA de una vía. Se llevó a cabo un análisis de regresión lineal múltiple

con el fin de determinar el efecto de las variables independientes (concentración inicial de NAT, NO₂-N, NO₃-N, y PO₄-P) en la densidad final de *S. obliquus*, *C. vulgaris* y *Selenastum* sp. como variables dependientes. Se llevó a cabo un análisis de regresión lineal múltiple del efecto de las variables independientes (temperatura, irradiancia, pH y alcalinidad) en la densidad final de la comunidad microalgal, *S. obliquus*, *C. vulgaris* y *Selenastum* sp. como variables dependientes. Para determinar la eficiencia de remoción de NAT, NO₂-N, NO₃-N, y PO₄-P se hizo una transformación arcoseno para disminuir la distribución de los datos a una normal y se analizó con una ANOVA de una vía. Cuando se detectaron diferencias significativas entre los pretratamientos se llevó a cabo una prueba *a posteriori* de Tukey con un nivel de significancia de 0.05.

En el análisis de la fracción particulada, la producción / remoción de NAT, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, NT y PT en cada una de las doce etapas experimentales de 15 días se llevó a cabo por medio de un anova de medidas repetidas. La producción de biogás, la remoción de lodos y la DBO₅ se analizaron con una ANOVA anidado. Cuando se detectaron diferencias significativas entre los pretratamientos y los meses se realizó una prueba a posteriori tipo Tukey con un nivel de significancia de 0.05. Para llevar a cabo los análisis de regresión lineal múltiple se verificó que cumplieran con los postulados de linealidad, homogeneidad de varianza y normalidad (Sokal y Rohlf, 1979; Zar, 1984) utilizando el software Statistic 7.0 para Windows® (Stat. Soft. Inc. 2007). Posteriormente se llevó a cabo un análisis de regresión lineal múltiple para determinar efecto de las variables independientes (temperatura, alcalinidad, pH, concentración inicial de NAT ó NO₂-N ó NO₃-N ó PO₄-P y concentración inicial de ST) en la tasa de producción/remoción de NAT ó NO₂-N ó NO₃-N ó PO₄-P como variable dependiente. Se llevó a cabo un análisis de regresión lineal múltiple del efecto de las variables dependientes (temperatura, pH alcalinidad y concentración inicial de ST) en las variables independientes (concentración final de ST y producción de biogás). Se llevó a cabo un análisis de regresión lineal múltiple del efecto de las variables independientes (temperatura, pH alcalinidad y DBO₅ inicial) en la concentración final de DBO₅. En las variables dependientes se llevaron a cabo transformaciones de tipo logaritmo, de exponente, cuadráticas, cúbicas buscando cual representa el comportamiento de los datos de mejor forma.

Capítulo 3. Resultados

3.1 Resultados fracción disuelta

3.1.1 Variables físico-químicas

La temperatura promedio mensual en el fotobiorreactor varió durante los doce meses del experimento observándose diferencias significativas ($P=0.001$) entre los meses. Octubre fue el mes más cálido ($23.5 \pm 3.00^\circ\text{C}$) y enero el más frío ($14.9 \pm 2.13^\circ\text{C}$) (Figura 3).

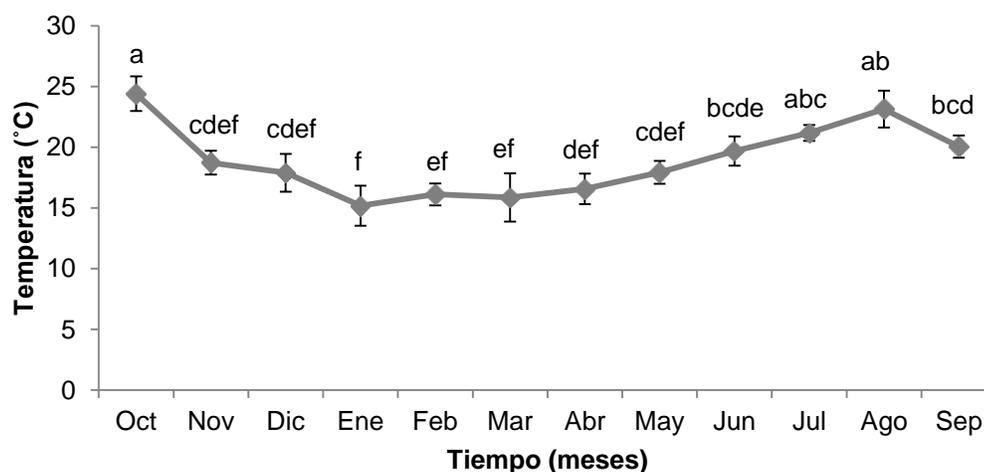


Figura 3. Temperatura promedio en el fotobiorreactor durante un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos $a>b>c$ indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

La irradiancia incidente en el fotobiorreactor varió durante los doce meses que duró el experimento observándose diferencias significativas ($P=0.0001$) entre los meses. La mayor irradiación se detectó en agosto ($2,014 \pm 227 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$) y la menor en enero ($868 \pm 293 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$) (Figura 4).

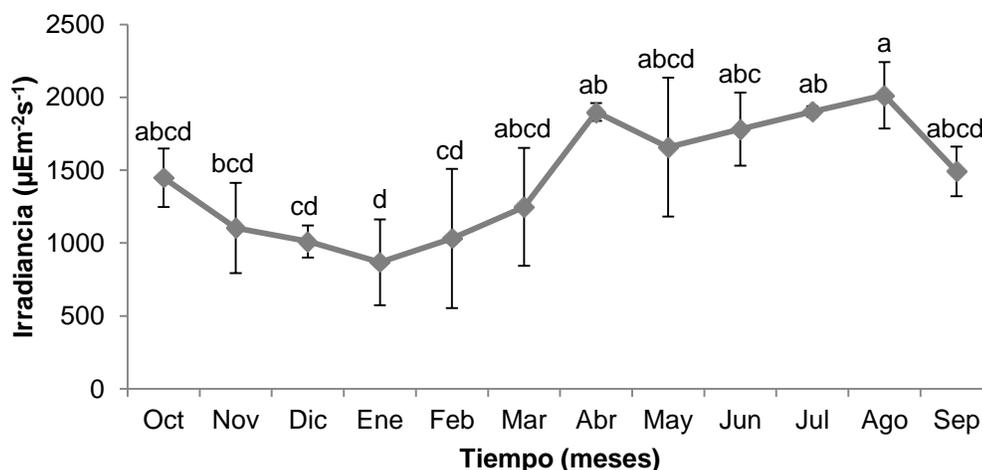


Figura 4. Irradiancia mensual promedio registrada en el fotobiorreactor en un ciclo anual de Octubre 2013 a Septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Posterior a cada recambio de agua en el fotobiorreactor se observó un incremento de aproximadamente una unidad en el pH a lo largo de cada ensayo encontrándose diferencias significativas ($P=0.001$) entre el valor inicial y el valor final. Se encontraron diferencias altamente significativas en el pH ($P=0.0001$) entre los doce meses que duró el experimento. El valores de pH más alto se presentó en octubre (9.54 ± 0.06) y el más bajo en febrero (7.55 ± 0.33) (Figura 5).

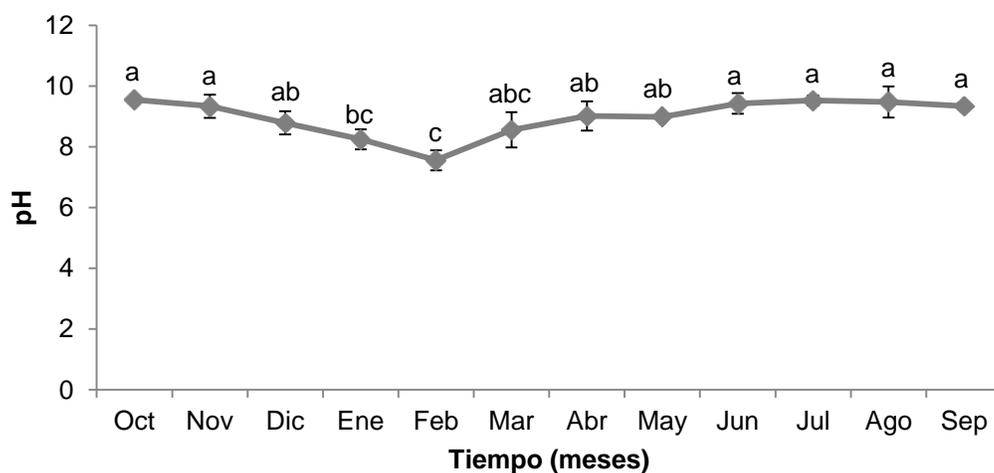


Figura 5. Valores promedio de pH evaluado en el fotobiorreactor durante el experimento en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

La alcalinidad en el fotobiorreactor se incrementó durante cada ensayo encontrándose diferencias significativas ($P=0.001$) entre la concentración inicial y final en cada ensayo. Los valores de alcalinidad se encontraron en un intervalo de 86 - 330 $\text{CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$. De igual forma, se encontraron diferencias significativas ($P=0.0001$) en alcalinidad entre los meses. La mayor alcalinidad se detectó en abril ($252.3 \pm 11.85 \text{ CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$) y la menor en agosto ($120.7 \pm 8.32 \text{ CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$) (Figura 6).

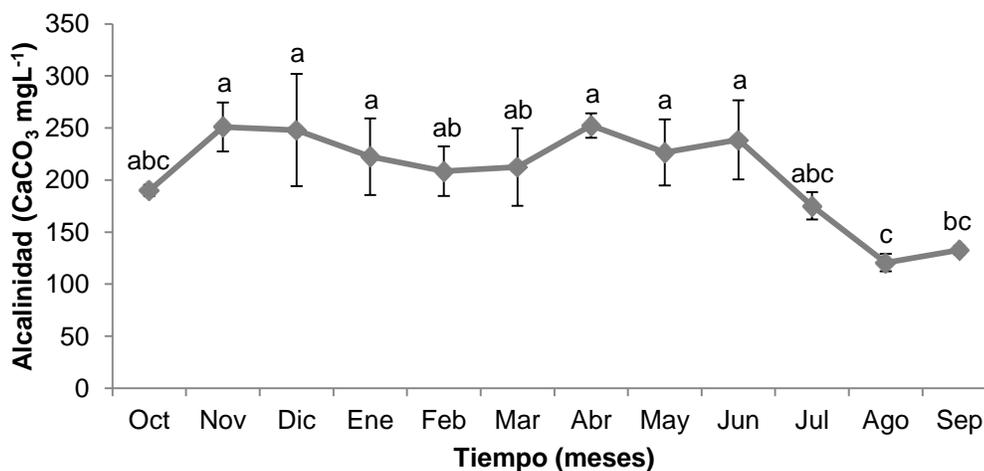


Figura 6. Valores promedio de la alcalinidad evaluada en el fotobiorreactor durante el experimento en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos $a>b>c$ indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

3.1.2 Nutrientes, especies químicas de nitrógeno y fósforo

De los nutrientes cuantificados durante cada ensayo en el fotobiorreactor se observó una mayor remoción de NAT durante cada ensayo en comparación con la remoción de nitritos, nitratos y los fosfatos.

Nitrógeno amoniacal total (NAT)

Se encontraron diferencias significativas ($P=0.00001$) entre los meses en la concentración inicial de NAT en el fotobiorreactor. La concentración más alta se detectó en abril ($4.33 \pm 0.18 \text{ mgL}^{-1}$) y la más baja en julio ($0.82 \pm 0.01 \text{ mg}^{-1}$) (Figura 7).

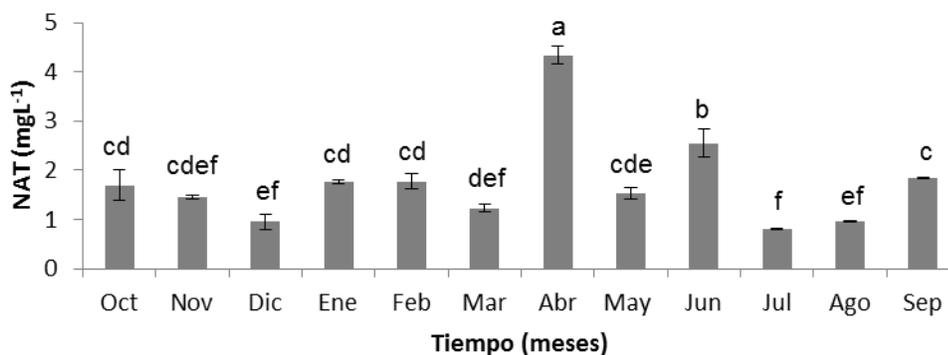


Figura 7. Concentración inicial promedio mensual de nitrógeno amoniacal total (NAT) en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

En cada experimento de 15 días se observó una remoción casi total del NAT en el fotobiorreactor. Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) entre los meses, registrando la mayor remoción en enero ($93.43\pm 7.97\%$) y la menor en junio ($76.69\pm 27.39\%$) (Figura 8).

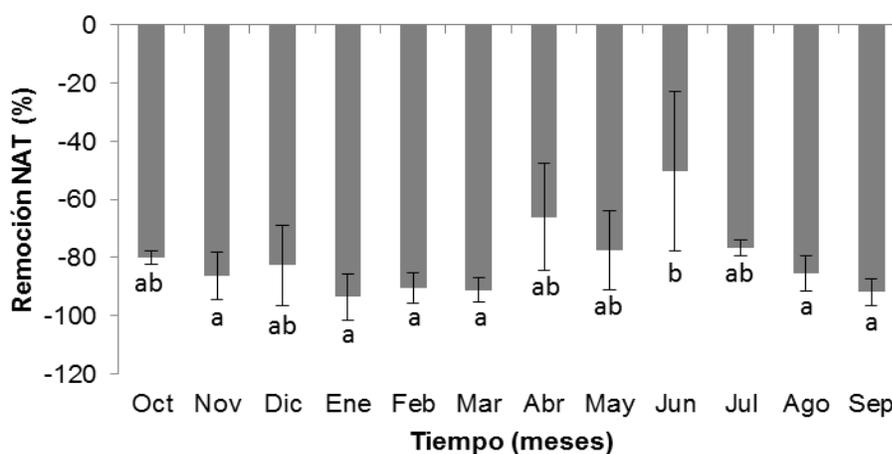


Figura 8. Remoción mensual de nitrógeno amoniacal total (NAT) (%) en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

El efecto de los factores temperatura, pH, Irradiancia, alcalinidad, y la concentración inicial de NAT en el porcentaje de remoción de NAT en el fotobiorreactor no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0082$, $R^2=0.4506$).

Nitritos (NO₂-N)

Se encontraron diferencias significativas ($p=0.0001$) en la concentración inicial de NO₂-N entre los meses durante el año en que se llevó a cabo el experimento. La mayor concentración se detectó en junio (3.62 ± 1.84 mgL⁻¹) y la menor en enero (0.78 ± 0.04 mgL⁻¹) (Figura 9).

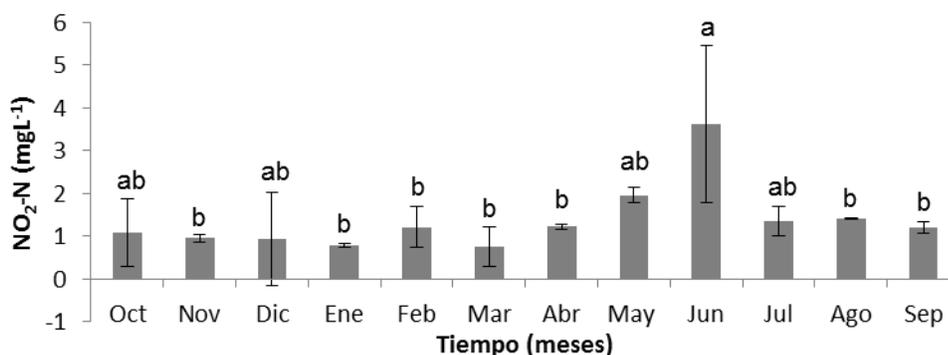


Figura 9 Concentración inicial promedio mensual de NO₂-N en el fotobiorreactor un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias significativas ($P=0.00143$) en la concentración (resultante de la producción o remoción) de NO₂-N entre los meses. En los meses de diciembre a abril, junio y agosto se observó una remoción de NO₂-N, la mayor remoción se detectó en agosto ($-88.13\pm 9.19\%$); mientras que en los meses de octubre, noviembre, mayo julio y septiembre se presentó un aumento en la concentración con la mayor producción en julio ($63.21\pm 96.81\%$) (Figura 10).

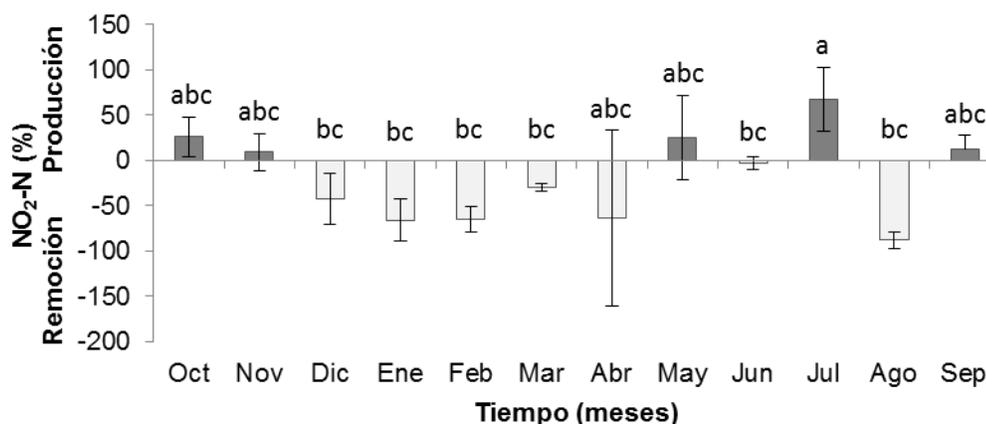


Figura 10. Porcentaje de producción o remoción de NO₂-N en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 cada mes durante 12 meses. Las barras grises indican producción y las blancas remoción en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

El efecto de los factores temperatura, pH, irradiancia, alcalinidad y la concentración inicial de $\text{NO}_2\text{-N}$ en el porcentaje de remoción/producción en el fotobiorreactor no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.1106$, $R^2=0.2550$).

Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Se encontraron diferencias altamente significativas ($p=0.00001$) en la concentración inicial de $\text{NO}_3\text{-N}$ durante los doce meses que duró el experimento. La mayor concentración se detectó en septiembre ($167.90 \pm 10.32 \text{ mgL}^{-1}$) y la menor en mayo ($27.75 \pm 12.25 \text{ mgL}^{-1}$) (Figura 11).

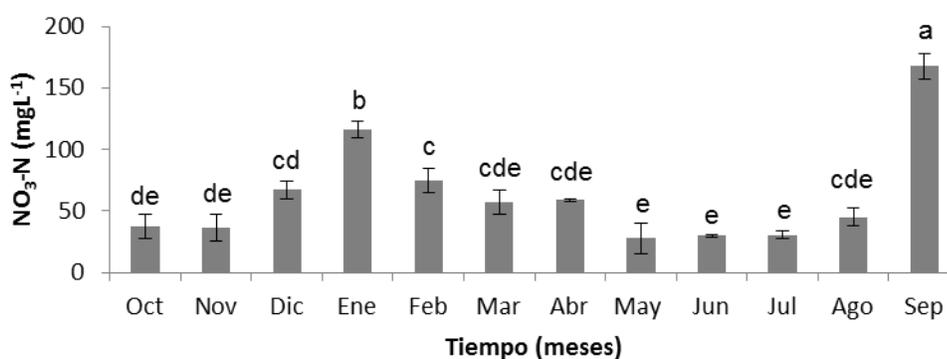


Figura 11. Concentración inicial promedio mensual de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 cada mes durante 12 meses en donde los suscritos $a>b>c>d>e$ indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($p=0.000043$) en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ (resultado de la producción o remoción) durante los doce meses que duró el experimento. La mayor producción de $\text{NO}_3\text{-N}$ se presentó en noviembre ($80.42 \pm 22.92\%$) y, la mayor remoción se presentó en enero ($-49.43 \pm 30.71\%$) (Figura 12).

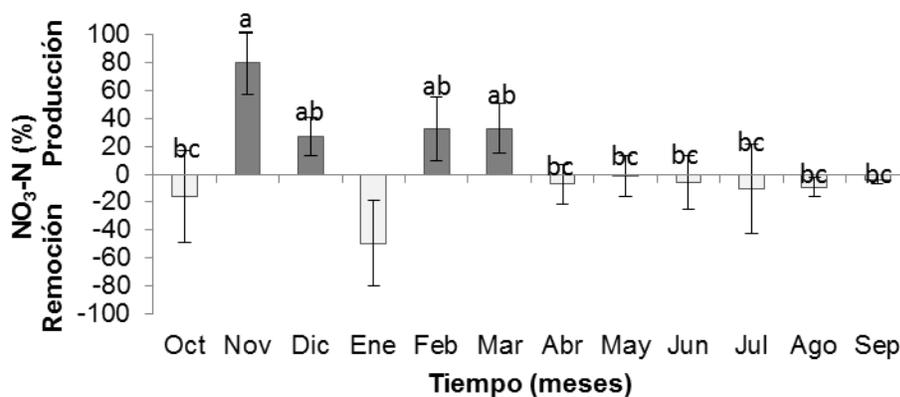


Figura 12. Porcentaje de producción o remoción de NO₃-N en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014. Las barras grises indican producción y las blancas remoción en donde los suscritos indican a>b>c diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

El efecto de los factores temperatura, pH, irradiancia, alcalinidad y la concentración inicial de NO₃-N en el porcentaje de remoción/producción de NO₃-N en el fotobiorreactor no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.6442$, $R^2=0.1045$).

Fosfatos (PO₄-P)

Se encontraron diferencias altamente significativas ($p=0.000001$) en la concentración inicial de PO₄-P durante los doce meses que duró el experimento. La mayor concentración se presentó en noviembre (3.08 ± 0.34 mgL⁻¹) y la menor en junio (1.39 ± 0.14 mgL⁻¹) (Figura 13).

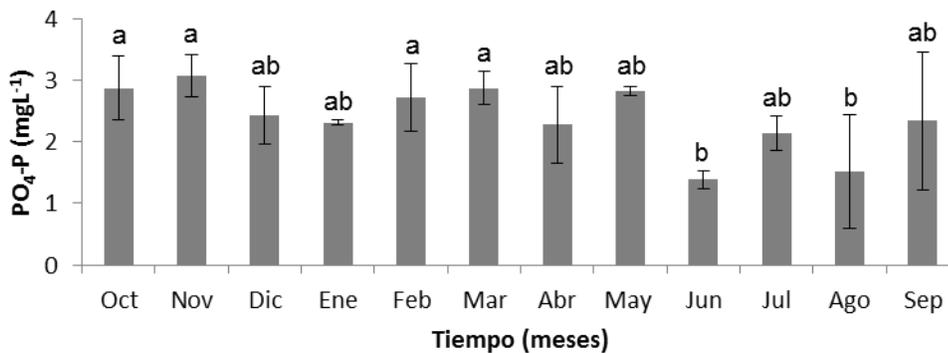


Figura 13. Concentración inicial promedio mensual de PO₄-P en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre 2013 a septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) en la concentración (resultado de la producción o remoción) de $\text{PO}_4\text{-P}$ durante cada uno de los meses que duró el experimento. La mayor remoción se presentó en septiembre ($-64.78 \pm 10.40\%$), en contraste solo se presentó producción en febrero y julio (17.34% y 2.54% , respectivamente) (Figura 14).

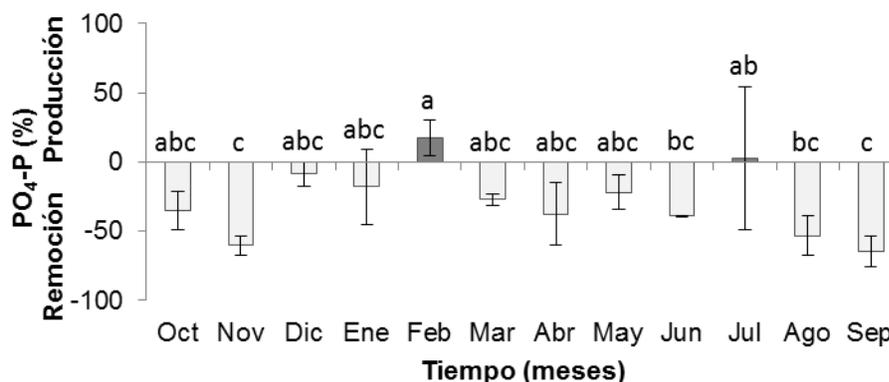


Figura 14. Porcentaje de producción y remoción de $\text{PO}_4\text{-P}$ en el fotobiorreactor en un ciclo anual de octubre de 2013 a septiembre de 2014. Las barras grises indican producción y las blancas remoción en donde los suscritos A>B>C indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

El efecto de los factores temperatura, pH, Irradiancia, alcalinidad y la concentración inicial de $\text{PO}_4\text{-P}$ en el porcentaje de remoción de $\text{PO}_4\text{-P}$ en el fotobiorreactor no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00026$, $R^2=0.4895$).

3.1.3 Densidad y composición celular

Las principales especies identificadas dentro de la comunidad microalgal en el fotobiorreactor fueron *Scenedesmus obliquus* y *Chlorella vulgaris*, las cuales representan más del 95% del total de la comunidad microalgal. La especie *S. obliquus* fue la microalga más abundante durante la mayor parte de los doce meses que duró el experimento (80%). El resto de las microalgas identificadas corresponden a los géneros *Selenastrum*, *Achnantes*, *Navicula* y *Nitzschia*, que en total tuvieron una representación menor al 5% (Figura 1). Las mayores concentraciones de *S. obliquus* se presentaron en mayo y septiembre de 2012 (5×10^6 cel mL^{-1}). En contraste *C. vulgaris* comenzó a incrementar su densidad a partir de noviembre alcanzando una densidad de 10.9×10^6 Cel mL^{-1} a partir del mes de diciembre pasando a ser la especie dominante dentro del fotobiorreactor (Figura 15).

A partir de abril de 2013, la densidad *Selenastrum* sp. comenzó a incrementarse hasta alcanzar una densidad de 1.6×10^6 Cel mL⁻¹ representando el 22% de la comunidad microalgal. En contraste, la densidad celular de *S. obliquus* disminuyó hasta una densidad de 3.2×10^4 Cel mL⁻¹ representando el 4.75% de la comunidad microalgal en julio de 2014 (Figura 15).

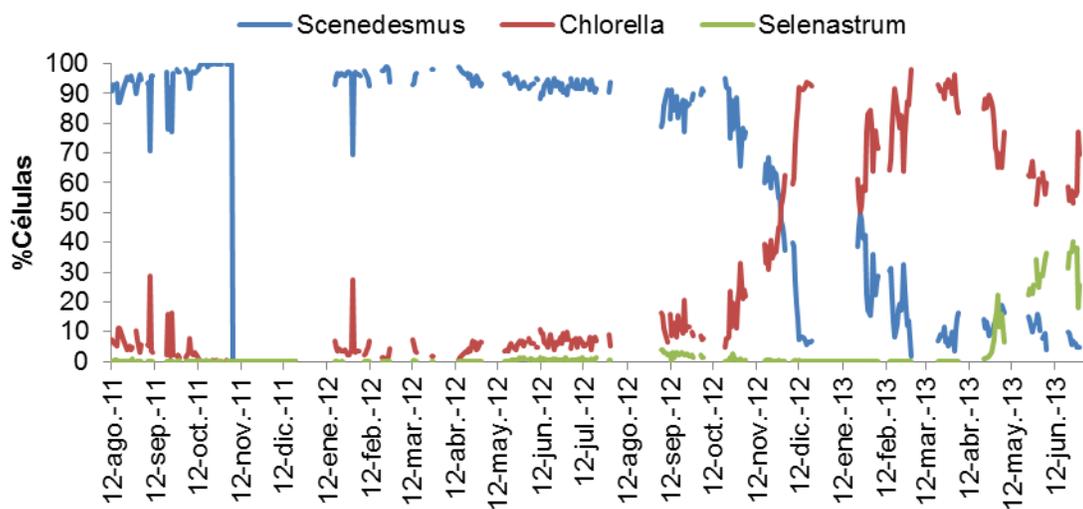


Figura 15. Densidad celular en porcentaje por especie en el fotobiorreactor durante el experimento.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0001$) en la densidad celular por mes en el fotobiorreactor. La menor concentración se detectó en abril (9.68×10^5 Cel mL⁻¹), y la mayor en agosto (4.85×10^6 Cel mL⁻¹) (Figura 16).

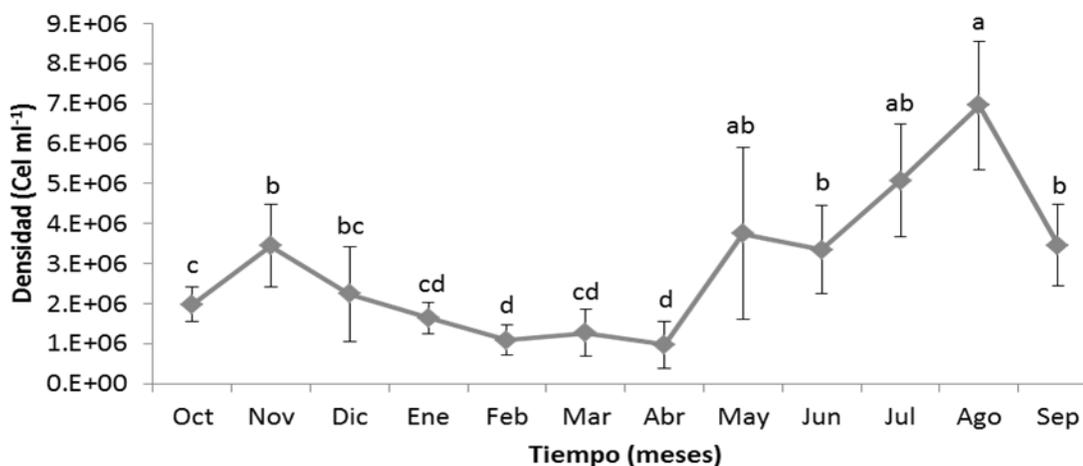


Figura 16. Concentración celular de microalgas en el fotobiorreactor durante un año.

3.1.3.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: temperatura, irradiancia, pH y alcalinidad en la densidad y composición celular

Comunidad microalgal

El efecto de los factores temperatura, irradiancia, pH y alcalinidad en la densidad celular fue parcialmente explicada por el modelo de regresión lineal múltiple ($P < 0.00001$, $R^2 = 0.5771$). Únicamente el pH y la irradiancia mostraron un efecto significativo. Cuando estos factores aumentaron, se incrementó la concentración celular de la comunidad microalgal, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó mejor forma el comportamiento de los datos de (Tabla 1 y Figura 17). La ecuación que describe el efecto de la temperatura, la irradiancia y el pH en la densidad celular final de la comunidad microalgal es:

$$Y = 4.4672 + X_2 * (0.000026) + X_3 * (0.153067)$$

Tabla 1. Valores de la regresión lineal múltiple de la temperatura, Irradiancia, pH y alcalinidad sobre el logaritmo de la densidad celular de la comunidad microalgal en el fotobiorreactor representada por Y.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	4.307443	0.391204	0.000000
(X ₁) Temperatura(°C)	0.011784	0.009931	0.241136
(X ₂) Irradiancia (μE m ⁻² s ⁻¹)	0.000461	0.000118	0.000297
(X ₃) pH	0.166955	0.048383	0.001160
(X ₄) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	0.000454	0.000501	0.369079

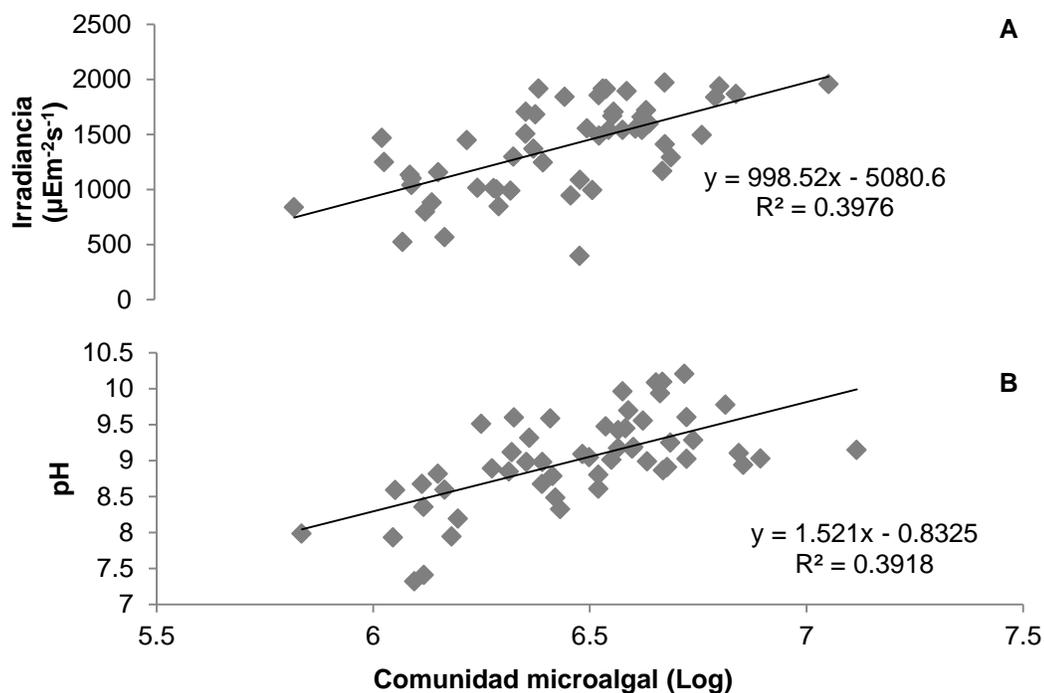


Figura 17. Correlación de los factores físico-químicos sobre el logaritmo (Log) de la concentración celular de la comunidad microalgal en el fotobiorreactor. A) temperatura y B) pH.

S. obliquus

El efecto de los factores temperatura, irradiancia, pH y alcalinidad sobre la concentración celular de *S. obliquus* no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00007$, $R^2=0.3868$).

C. vulgaris

El efecto de los factores temperatura, irradiancia, pH y alcalinidad en la concentración celular de *C. vulgaris* en el fotobiorreactor es parcialmente explicado por el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00001$, $R^2=0.5426$). Cuando la irradiancia y la alcalinidad aumentó, se incrementó la densidad celular de *C. vulgaris* (Tabla 2 y Figura 18). La ecuación que describe el efecto de los factores es:

$$Y=4.32319+X_4*(0.007385)+X_2*(0.000055)+X_1*(-0.042074)$$

Tabla 2. Valores de la regresión lineal múltiple de la temperatura, Irradiancia, pH y alcalinidad sobre el logaritmo de la densidad celular de *C. vulgaris* en el fotobiorreactor representado por Y.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	4.323189	0.399024	0.000000
(X ₁) Temperatura (°C)	-0.042074	0.020741	0.047851
(X ₂) Irradiancia ($\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	0.000055	0.000015	0.000465
(X ₃) pH	-0.001284	0.115447	0.991730
(X ₄) Alcalinidad ($\text{CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$)	0.007385	0.001122	0.000001

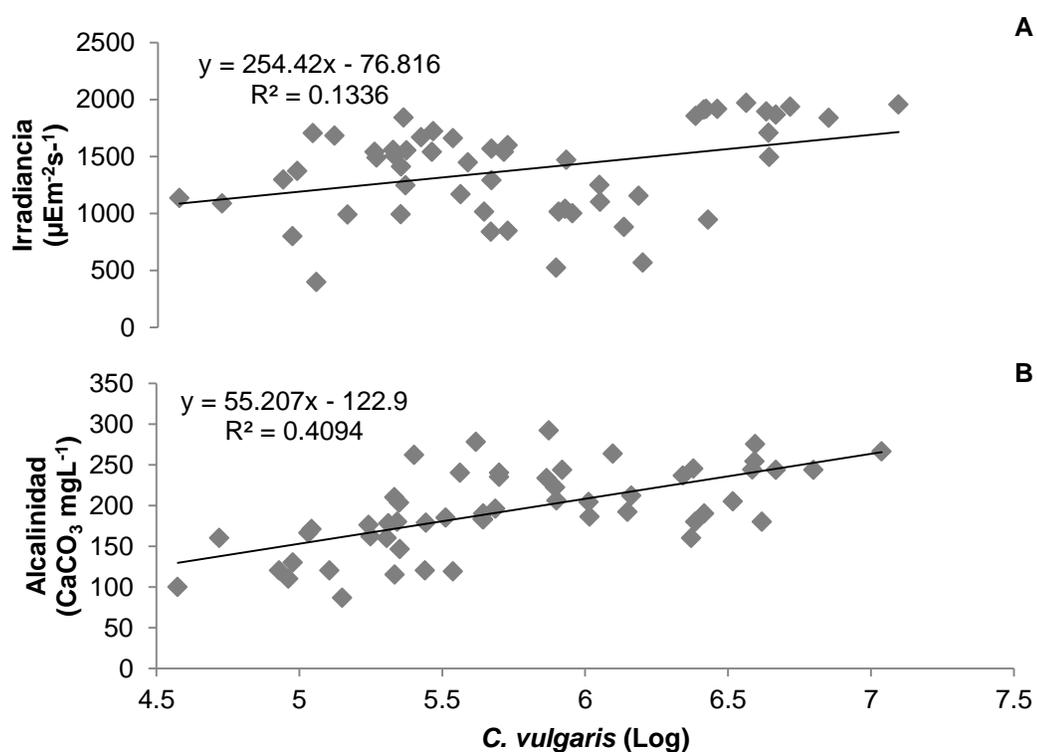


Figura 18. Correlación de los factores físico-químicos sobre el logaritmo (Log) de la concentración celular de *C. vulgaris* en el fotobiorreactor., A) Irradiancia y B) alcalinidad.

Selenastrum sp.

El efecto de los factores temperatura, irradiancia, pH y alcalinidad en la concentración celular de *Selenastrum* sp. en el fotobiorreactor fue parcialmente explicado por el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P < 0.00001$, $R^2 = 0.5418$). Cuando la temperatura aumentó, La densidad celular de *Selenastrum* sp. se incrementó. (Tabla 3 y Figura 19). La ecuación que describe el efecto de los factores sobre la densidad celular de *Selenastrum* sp. es la siguiente:

$$Y = -12.4557 + X_1*(0.4647) + X_2*(0.0001) + X_3*(0.6107)$$

Tabla 3. Valores de la regresión lineal múltiple de la temperatura, Irradiancia, pH y alcalinidad sobre el logaritmo de la densidad celular de *Selenastrum* sp. en el fotobiorreactor representado por Y.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-12.4557	3.418235	0.000638
(X ₁) Temperatura (°C)	0.4647	0.093954	0.000009
(X ₂) Irradiancia (μE m ⁻² s ⁻¹)	0.0001	0.000064	0.144246
(X ₃) pH	0.6107	0.449149	0.179999
(X ₄) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	0.0039	0.004920	0.429765

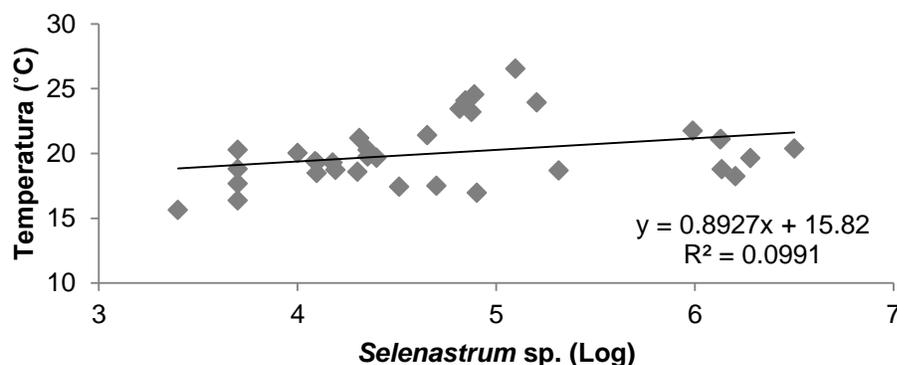


Figura 19. Correlación de la temperatura sobre el logaritmo (Log) de la concentración celular de *Selenastrum* sp. en el fotobiorreactor.

3.1.3.2 Efecto de los nutrientes: NAT, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P en la densidad y composición celular

Comunidad microalgal

El efecto de la concentración inicial de NAT, NO₂-N, NO₃-N y PO₄-P no presentó ningún efecto en la concentración final de la comunidad microalgal ($P=0.1983$, $R^2=0.1579$), ni en ninguna de las especies identificadas en el fotobiorreactor [*S. obliquus* ($P=0.0016$, $R^2=0.3930$); *C. vulgaris* ($P=0.00065$, $R^2=0.4264$); *Selenastrum* sp. ($P=0.0058$, $R^2=0.3394$)].

3.2 Resultados fracción particulada.

3.2.1 Factores físico-químicos

Temperatura

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.001$) en la temperatura promedio en los digestores entre los meses. El mes más frío fue enero ($15.73\pm 1.9^\circ\text{C}$) y el más cálido agosto ($22.73\pm 1.73^\circ\text{C}$) (Figura 20).

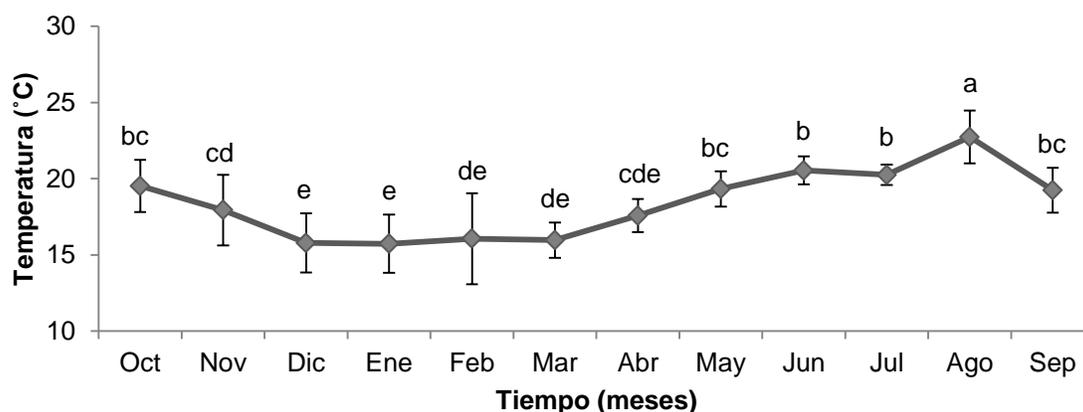


Figura 20. Temperatura promedio mensual en los digestores durante un ciclo anual de Octubre 2013 a Septiembre 2014 en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

pH

Los valores de pH variaron a lo largo del año observándose diferencias altamente significativas en los entre los meses ($P= 0.001$) y entre los pretratamientos ($P=0.001$). El valor más alto de pH en los

digestores se observó en el tratamiento alcalino en el mes de julio (12.34 ± 0.17) y el valor más bajo en el tratamiento mecánico en enero (6.55 ± 0.21). En los lodos expuestos a los pretratamientos se observó una disminución en el pH a los 15 días del TRH de cada etapa experimental, encontrándose diferencias significativas ($P=0.0429$) entre el valor inicial y final de pH en todos los pretratamientos en casi todos los meses (Tabla 4).

Tabla 4. Promedio del pH al inicio y final de cada uno de los doce experimentos y cada uno de los cinco diferentes pretratamientos.

Mes	Térmico		Mecánico		Biológico		Control		Alcalino	
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Oct	8.3 ± 0.2^a	6.9 ± 0.2^b	7.9 ± 0.2^a	7.0 ± 0.2^b	8.0 ± 0.0^a	7.1 ± 0.1^b	8.1 ± 0.0^a	6.9 ± 0.0^b	11.5 ± 0.4^a	11.0 ± 0.1^a
Nov	7.8 ± 0.0^a	6.4 ± 0.0^b	8.0 ± 0.0^a	6.3 ± 0.0^b	7.9 ± 0.0^a	6.4 ± 0.0^b	7.9 ± 0.1^a	6.3 ± 0.0^b	11.1 ± 0.1^a	10.9 ± 0.1^a
Dic	8.1 ± 0.1^a	6.4 ± 0.0^b	7.9 ± 0.0^a	6.5 ± 0.1^b	7.6 ± 0.0^a	6.5 ± 0.1^b	8.0 ± 0.1^a	6.3 ± 0.0^b	11.5 ± 0.0^a	11.4 ± 0.0^a
Ene	7.1 ± 0.2^a	6.4 ± 0.0^b	7.2 ± 0.3^a	6.4 ± 0.0^b	7.1 ± 0.0^a	6.4 ± 0.0^b	7.6 ± 0.2^a	6.3 ± 0.0^b	12.6 ± 0.2^a	11.2 ± 0.0^a
Feb	6.8 ± 0.0^a	6.7 ± 0.2^a	7.1 ± 0.0^a	6.4 ± 0.1^b	6.9 ± 0.0^a	6.6 ± 0.1^a	7.2 ± 0.0^a	6.5 ± 0.0^b	11.5 ± 0.0^a	7.8 ± 0.4^b
Mar	7.1 ± 0.0^a	6.5 ± 0.1^b	7.3 ± 0.0^a	6.4 ± 0.0^b	6.3 ± 0.0^b	6.6 ± 0.0^a	7.3 ± 0.0^a	6.5 ± 0.1^b	10.9 ± 0.0^a	8.0 ± 0.7^b
Abr	7.6 ± 0.1^a	7.0 ± 0.1^b	7.5 ± 0.0^a	7.0 ± 0.0^b	7.0 ± 0.0^a	7.0 ± 0.0^a	7.5 ± 0.0^a	7.0 ± 0.0^b	11.9 ± 0.1^a	11.7 ± 0.2^a
May	7.5 ± 0.0^a	7.0 ± 0.0^b	7.6 ± 0.0^a	7.1 ± 0.0^b	7.1 ± 0.0^a	7.1 ± 0.0^a	7.5 ± 0.1^a	7.0 ± 0.1^b	12.1 ± 0.1^a	10.1 ± 0.1^b
Jun	7.7 ± 0.1^a	7.3 ± 0.4^b	7.6 ± 0.0^a	7.4 ± 0.0^b	7.3 ± 0.1^b	7.5 ± 0.0^a	7.5 ± 0.1^a	7.6 ± 0.3^a	12.2 ± 0.0^a	10.1 ± 0.0^b
Jul	7.8 ± 0.3^a	7.9 ± 0.2^a	7.6 ± 0.0^b	7.9 ± 0.2^a	7.5 ± 0.0^a	7.6 ± 0.0^a	7.6 ± 0.2^a	7.7 ± 0.1^a	12.5 ± 0.0^a	11.6 ± 0.6^b
Ago	7.7 ± 0.1^a	6.7 ± 0.1^b	7.4 ± 0.1^a	6.8 ± 0.0^b	7.2 ± 0.0^a	6.8 ± 0.1^b	7.5 ± 0.1^a	7.3 ± 0.2^b	12.2 ± 0.0^a	9.8 ± 0.2^b
Sep	7.1 ± 0.0^a	7.0 ± 0.0^a	7.4 ± 0.0^a	7.1 ± 0.1^b	7.1 ± 0.4^b	7.3 ± 0.8^a	7.3 ± 0.0^a	7.3 ± 0.3^a	12.8 ± 0.0^a	11.9 ± 0.0^b

Los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre el valor inicial y final para cada tratamiento en cada mes.

Alcalinidad

A lo largo del año la alcalinidad mostró diferencias significativas entre los pretratamientos ($P=0.001$) y los meses ($P=0.001$). La alcalinidad más alta se observó en el pretratamiento alcalino en diciembre ($1,545 \pm 93.6 \text{ CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$) y la más baja en el pretratamiento de control en agosto ($312 \pm 45.5 \text{ CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$). En cada uno de los doce experimentos se observaron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) entre la concentración inicial y final de alcalinidad en cada uno de los pretratamientos

entre los meses para cada uno de los pretratamientos utilizados, presentándose en todos los casos un incremento en la alcalinidad al final del TRH (Tabla 5).

Tabla 5. Alcalinidad inicial y final ($\text{CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$) de cada pretratamiento durante los doce meses de la etapa experimental.

Mes	Térmico		Mecánico		Biológico		Control		Alcalino	
	Inicio	Final								
Octubre	370 ^{ef}	670 ^c	380 ^e	660 ^c	400 ^e	490 ^d	340 ^f	640 ^c	1030 ^a	940 ^b
Noviembre	365 ^g	545 ^c	410 ^e	555 ^c	370 ^{fg}	485 ^d	405 ^{ef}	580 ^c	1430 ^a	1380 ^a
Diciembre	360 ^g	615 ^c	460 ^e	615 ^c	400 ^f	610 ^{cd}	430 ^f	580 ^d	1610 ^a	1425 ^b
Enero	420 ^g	690 ^{cd}	430 ^g	720 ^c	510 ^f	670 ^d	440 ^g	610 ^e	1390 ^b	1460 ^a
Febrero	260 ^d	520 ^b	250 ^d	430 ^c	250 ^d	390 ^c	250 ^d	440 ^c	545 ^b	780 ^a
Marzo	340 ^d	580 ^b	310 ^f	600 ^b	320 ^{ef}	530 ^c	320 ^{ef}	550 ^c	450 ^d	910 ^a
Abril	330 ^f	580 ^c	260 ^g	510 ^d	270 ^g	510 ^d	230 ^h	420 ^e	790 ^b	860 ^a
Mayo	270 ^{fg}	510 ^c	260 ^{fg}	460 ^{de}	290 ^f	450 ^e	230 ^g	500 ^{cd}	650 ^b	930 ^a
Junio	340 ^d	500 ^c	290 ^c	480 ^c	300 ^c	450 ^c	280 ^c	460 ^c	800 ^b	970 ^a
Julio	240 ^f	520 ^c	190 ^g	420 ^e	210 ^g	510 ^c	200 ^g	470 ^d	740 ^a	640 ^b
Agosto	260 ^e	410 ^c	200 ^f	430 ^c	210 ^f	350 ^d	200 ^f	370 ^d	670 ^b	850 ^a
Septiembre	270 ^f	650 ^c	230 ^g	530 ^d	200 ^g	450 ^e	220 ^g	460 ^e	890 ^a	820 ^b

Los suscritos a>b>c>d>e>f>g indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses y los pretratamientos.

3.2.2 Dinámica de nutrientes en los digestores en cada ensayo

3.2.2.1 Nitrógeno amoniacal total (NAT)

Se detectaron diferencias altamente significativas ($P<0.000001$) en la concentración inicial de NAT entre los meses. La mayor concentración se presentó en mayo y la menor en julio (Tabla 6).

Tabla 6. Concentración inicial promedio de nitrógeno amoniacal total (NAT) en cada uno de los meses.

Mes	NAT
Octubre	1.76±0.23 ^{ef}
Noviembre	1.72±0.54 ^{ef}
Diciembre	0.94±0.39 ^f
Enero	2.23±0.76 ^{de}
Febrero	3.79±0.93 ^{bcd}
Marzo	2.54±0.73 ^{cde}
Abril	5.29±1.39 ^{ab}
Mayo	6.43±1.02 ^a
Junio	3.64±0.89 ^{bcd}
Julio	0.53±0.17 ^f
Agosto	3.52±1.02 ^{abc}
Septiembre	1.10±0.29 ^{ef}

Los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

La producción de NAT a lo largo de un año mostró diferencias significativas entre los meses ($P=0.01$) y entre los pretratamientos ($P=0.01$). Los lodos expuestos a un pretratamiento térmico en la mayoría de los meses presentaron valores significativamente mayores ($P=0.000001$) al resto de los pretratamientos. Las concentraciones más altas de NAT se presentaron en julio y las más bajas en febrero (tabla 7).

En el control se presentaron diferencias significativas entre los TRH ($p=0.001$) y meses ($P=0.001$). La mayor producción de NAT se presentó en junio al final de los 15 días de TRH (26.47±4.64 NAT mgL⁻¹). Solo en febrero a los 15 días de TRH se observó una remoción (-2.44±0.08 NAT mgL⁻¹) la cual fue la más alta registrada durante este experimento (Tabla 7).

En los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se presentaron diferencias altamente significativas entre los TRH ($P= 0.000001$) y los meses ($P= 0.000001$). La mayor producción de NAT se presentó en el TRH de 15 días en marzo (38.06±0.41 NAT mgL⁻¹), mientras que en mayo a los 5 días de TRH se observó una remoción (-1.10±0.23 NAT mgL⁻¹) (Tabla 7).

En los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico se encontraron diferencias altamente significativas entre los TRH ($P= 0.00001$) y los meses ($P= 0.00001$). La mayor producción de NAT se observó en marzo a los 15 días de TRH (34.01 ± 0.88 NAT mgL⁻¹) y la mayor remoción a los 15 de TRH en febrero (-2.02 ± 0.73 NAT mgL⁻¹) (Tabla 7).

En los lodos expuestos a un pretratamiento térmico se encontraron diferencias significativas entre los TRH ($P= 0.001$) y los meses ($P= 0.001$). La mayor producción de NAT se presentó en junio a los 5 días de TRH (62.97 ± 2.73 NAT mgL⁻¹) la cual fue la más alta registrada durante todo el experimento y la menor producción a los 15 días de TRH en febrero (0.23 ± 0.68 NAT mgL⁻¹) (Tabla 7).

En los lodos expuestos a un pretratamiento biológico se encontraron diferencias altamente significativas ($P= 0.000001$) entre los TRH y los meses ($P= 0.001$). La mayor producción de NAT se observó a los 5 días de TRH en junio (31.65 ± 4.19 NAT mgL⁻¹) y la mayor remoción a los 15 días de TRH en febrero (-2.13 ± 0.23 NAT mgL⁻¹) (Tabla 7).

Tabla 7. Remoción (-) /Producción (+)de nitrógeno amoniacal total (NAT) (mgL^{-1}) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11-15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses.

Mes	Control	Alcalino	Mecánico	Térmico	Biológico
Octubre					
5	0.70±0.21 ^{cde}	-0.92±0.21 ^e	1.16±0.15 ^{cde}	1.26±0.49 ^{cd}	0.84±0.14 ^{cde}
10	3.87±0.77 ^b	0.11±0.17 ^{de}	4.60±0.10 ^b	8.53±1.20 ^a	2.55±0.39 ^{bc}
15	4.67±1.34 ^b	0.33±0.01 ^{de}	4.03±0.60 ^b	7.26±1.66 ^a	2.57±0.20 ^{bc}
Noviembre					
5	5.56±0.04 ^{bc}	1.49±0.29 ^{ef}	6.74±0.92 ^b	11.99±1.39 ^a	2.17±0.18 ^{de}
10	2.39±0.53 ^{de}	-0.52±0.68 ^f	1.53±0.76 ^{ef}	3.91±1.00 ^{cd}	1.86±1.01 ^{de}
15	4.09±0.31 ^{cd}	1.07±0.23 ^{ef}	2.84±0.22 ^{de}	7.39±0.09 ^b	5.64±1.47 ^{bc}
Diciembre					
5	3.31±0.42 ^{bc}	3.17±0.77 ^{bc}	3.18±0.10 ^{bc}	11.77±1.39 ^a	2.67±0.08 ^{bcd}
10	3.73±0.58 ^b	1.13±0.63 ^{de}	3.24±0.37 ^{bc}	10.73±1.37 ^a	1.73±0.01 ^{cd}
15	2.57±0.14 ^{bcd}	-0.48±0.03 ^e	2.39±0.39 ^{bcd}	3.08±0.13 ^{bc}	2.03±0.46 ^{bcd}
Enero					
5	1.39±0.22 ^f	0.14±0.17 ^f	2.92±0.31 ^f	6.93±0.14 ^e	1.95±0.09 ^f
10	7.24±1.98 ^e	1.73±0.88 ^f	12.45±0.02 ^{cd}	31.29±2.62 ^a	7.72±0.98 ^e
15	15.14±0.21 ^c	-0.01±0.14 ^f	21.52±1.41 ^b	29.29±0.73 ^a	11.40±0.42 ^d
Febrero					
5	13.91±0.50 ^d	2.29±1.16 ^{fg}	19.22±0.73 ^c	49.32±3.27 ^a	8.02±1.65 ^e
10	3.17±0.67 ^{fg}	5.75±1.11 ^{ef}	12.45±1.56 ^d	32.54±2.42 ^b	5.37±0.55 ^{ef}
15	-2.44±0.08 ^h	0.99±0.68 ^{gh}	-2.02±0.73 ^h	0.23±0.68 ^h	-2.13±0.23 ^{gh}
Marzo					
5	0.13±0.54 ^g	11.36±1.19 ^{de}	3.97±0.09 ^g	17.01±2.00 ^c	1.59±0.21 ^g
10	10.00±0.24 ^e	14.78±1.71 ^{cd}	8.47±1.34 ^{ef}	11.43±0.87 ^{de}	4.19±1.08 ^{fg}
15	25.92±2.10 ^b	34.23±1.61 ^a	34.01±0.88 ^a	33.37±2.99 ^a	18.26±1.15 ^c
Abril					
5	4.05±1.76 ^{def}	0.71±1.56 ^{ef}	1.99±0.78 ^{ef}	9.53±1.85 ^c	2.79±0.70 ^{def}
10	2.24±0.59 ^{ef}	0.04±0.60 ^f	5.03±0.42 ^{cd}	18.52±1.63 ^b	5.55±1.62 ^{cde}
15	8.03±0.72 ^{cd}	-0.09±0.96 ^f	10.28±0.63 ^c	33.11±1.99 ^a	17.12±5.05 ^b
Mayo					
5	3.22±1.09 ^{gh}	-1.10±0.23 ^h	19.86±3.99 ^{bc}	20.62±1.30 ^{bc}	5.18±0.87 ^{fg}
10	12.06±1.98 ^{de}	36.41±3.40 ^a	10.79±2.17 ^{def}	25.01±2.29 ^b	13.68±0.48 ^{de}
15	15.82±0.27 ^{cd}	25.40±2.64 ^b	8.14±1.70 ^{efg}	24.76±1.31 ^b	9.19±0.32 ^{ef}
Junio					
5	22.81±3.12 ^{efgh}	21.09±2.43 ^{fghi}	24.84±2.37 ^{defg}	62.97±2.73 ^a	31.65±4.19 ^{cde}
10	18.30±1.23 ^{ghij}	12.77±1.19 ^{hij}	10.86±0.07 ^{ij}	34.22±0.37 ^{cd}	18.58±1.24 ^{ghij}
15	26.47±4.64 ^{defg}	38.06±0.41 ^{bc}	15.32±3.34 ^{hij}	45.43±6.73 ^b	28.26±4.41 ^{def}
Julio					
5	0.037±0.08 ^f	-0.25±0.16 ^f	0.20±0.18 ^{ef}	0.73±0.17 ^{ef}	0.24±0.23 ^{fe}
10	9.38±1.62 ^e	3.26±0.89 ^f	22.75±2.23 ^b	19.85±0.53 ^{bc}	11.20±1.75 ^e
15	22.11±0.57 ^b	9.51±0.67 ^e	15.33±1.83 ^d	40.37±0.51 ^a	17.05±0.44 ^{cd}
Agosto					
5	11.41±0.07 ^{ef}	0.55±0.77 ^h	9.07±1.50 ^{fg}	30.68±0.32 ^c	11.95±0.76 ^{ef}
10	12.92±0.16 ^{ef}	8.94±2.15 ^{fg}	4.76±0.50 ^{gh}	50.85±0.17 ^b	24.95±4.59 ^d
15	16.03±0.45 ^e	4.46±0.69 ^{gh}	11.70±0.85 ^{ef}	56.16±2.69 ^a	2.07±0.39 ^h
Septiembre					
5	4.50±0.46 ^{def}	0.02±0.07 ^{ef}	2.39±0.46 ^{def}	13.84±0.26 ^c	5.97±0.53 ^d
10	24.45±3.27 ^b	0.73±0.29 ^{def}	4.51±0.89 ^{def}	52.81±4.87 ^a	5.53±1.41 ^{de}
15	5.28±0.01 ^{de}	0.51±0.20 ^{def}	4.30±1.08 ^{def}	29.11±3.91 ^b	-0.53±0.27 ^f

Los suscritos a>b>c>d>e>f>g>h>i>j indican diferencia significativas ($P > 0.05$) entre los meses para cada pretratamiento en cada periodo de tiempo.

3.2.2.1.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, NAT inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de NAT.

Pretratamiento control

El análisis de regresión lineal múltiple no mostró un efecto a significativo de ninguno de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NAT en los lodos expuestos a un tratamiento control ($P=0.49702$, $R^2=0.14248$).

Pretratamiento alcalino

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NAT en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino es parcialmente explicada por el modelo de regresión lineal múltiple, La producción de NAT disminuyó conforme aumentaron los valores de alcalinidad, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00047$, $R^2=0.5438$) (Tabla 8 y Figura 21). La ecuación que describe el efecto de los factores sobre la concentración final de NAT es:

$$Y = 3.129586 + X_4 * (-0.000830) + X_2 * (0.082095)$$

Tabla 8. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) en digestores expuestos a un tratamiento alcalino representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	3.129586	1.351558	0.028128
(X₁) Temperatura (°C)	0.058544	0.035106	0.106541
(X₂) NAT inicial (mgL⁻¹)	0.082095	0.040245	0.050900
(X₃) ST inicial (g/L)	-0.020604	0.050845	0.688498
(X₄) Alcalinidad (CaCO₃ mgL⁻¹)	-0.000830	0.000241	0.001839
(X₅) pH	-0.245125	0.125028	0.059947

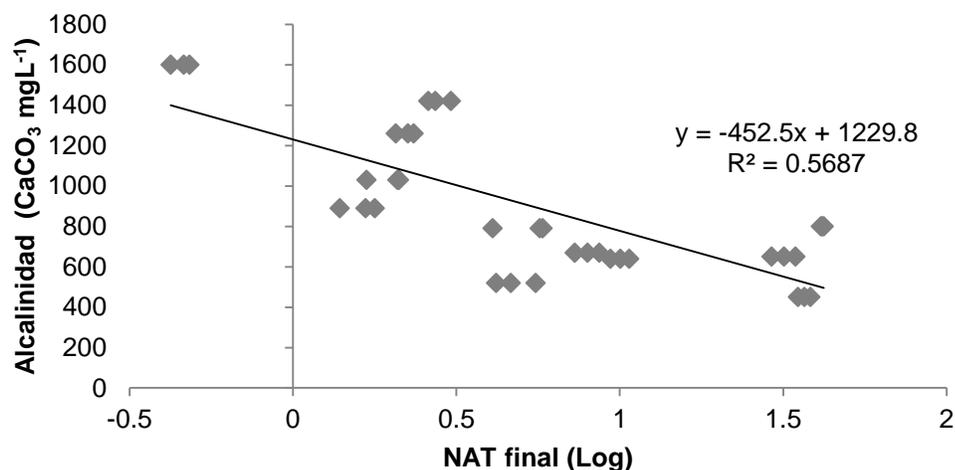


Figura 21. Análisis de regresión del efecto de la alcalinidad sobre el logaritmo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) por efecto de un pretratamiento alcalino. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1).

Pretratamiento mecánico

El análisis de regresión lineal múltiple no mostró un efecto a significativo de ninguno de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NAT en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico ($P=0.8156$, $R^2=0.07556$).

Pretratamiento térmico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NAT en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico se explica por el modelo de regresión lineal múltiple, se llevó a cabo una transformación cúbica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00009$, $R^2=0.5988$). Conforme aumentó la temperatura, se incrementó la producción de NAT (Tabla 9 y Figura 22). La ecuación que describe el efecto de los factores sobre el cubo de la tendencia en la concentración final de NAT es:

$$Y=-121633+X_1*(29801)+X_3*(-8044)+X_5*(-52784)+X_4*(179)$$

Tabla 9. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el cubo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) en digestores expuestos a un tratamiento térmico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-121633	136397.1	0.380123
(X₁) Temperatura (°C)	29801	5915.6	0.000025
(X₂) NAT inicial (mgL⁻¹)	3140	4789.1	0.517632
(X₃) ST (g⁻¹)	-8044	8258.5	0.338367
(X₅) pH	-52784	27879.2	0.068692
(X₄) Alcalinidad (CaCO₃ mgL⁻¹)	179	136.7	0.200913

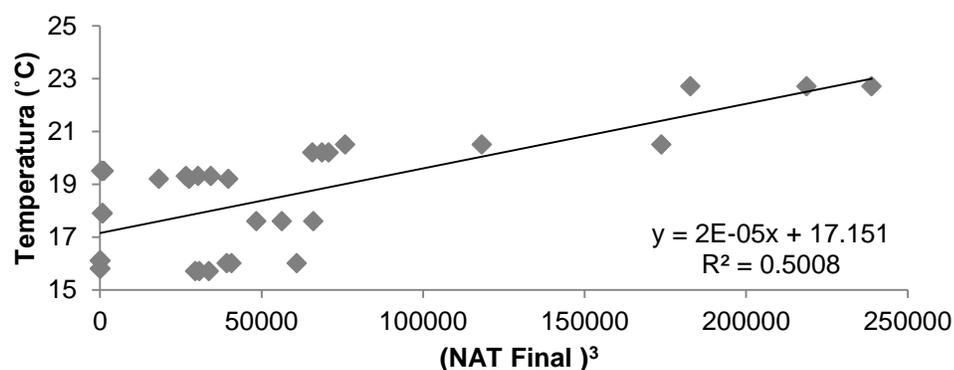


Figura 22. Análisis de regresión del efecto de la temperatura sobre el cubo de la concentración final de nitrógeno amoniacal total (NAT) mgL⁻¹ en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico.

Pretratamiento biológico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NAT en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico es explicado por el modelo de regresión lineal múltiple llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00009$, $R^2=0.6006$). Cuando la concentración inicial de NAT y ST fue mayor, se incrementó la concentración final de NAT (Tabla 10 y Figura 23). La ecuación que describe el efecto de los factores en la concentración final de NAT es:

$$Y = -2.01036 + X_3 * (0.37987) + X_2 * (0.09394) + X_1 * (-0.08737)$$

Tabla 10. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de NAT en digestores expuestos a un tratamiento biológico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-2.01036	1.476687	0.184641
(X ₁) Temperatura (°C)	-0.08737	0.048784	0.084513
(X ₂) NAT inicial (mgL ⁻¹)	0.09394	0.042042	0.033920
(X ₃) ST (gL ⁻¹)	0.37987	0.081350	0.000074
(X ₄) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	0.00162	0.001025	0.125854
(X ₅) pH	0.29524	0.255319	0.257661

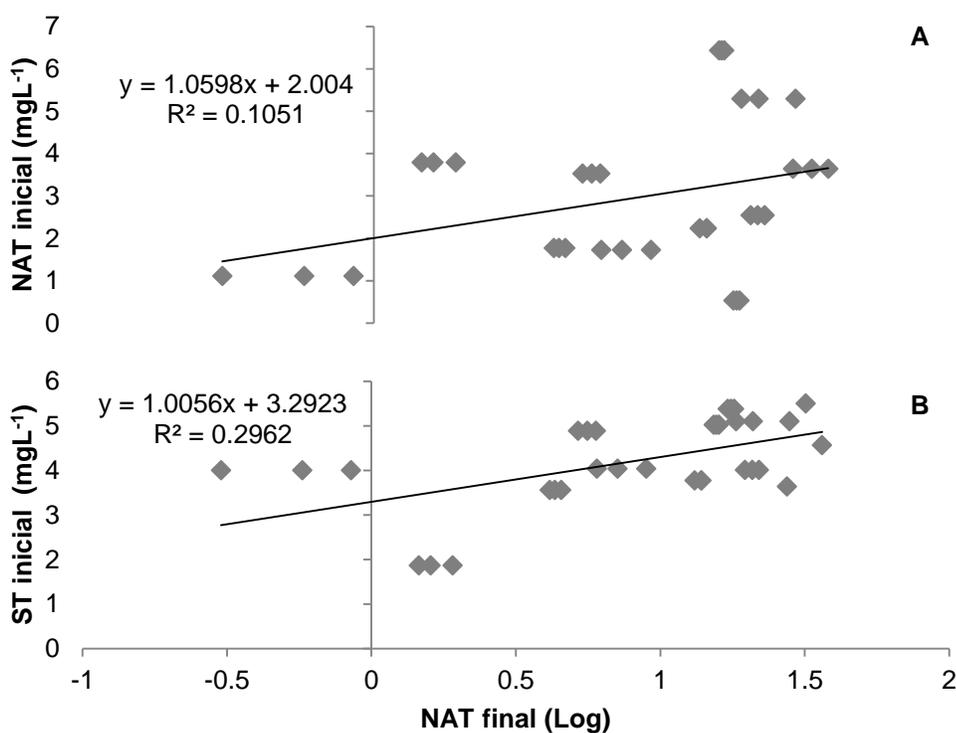


Figura 23. Análisis de regresión del efecto de A) NAT inicial y B) ST inicial sobre el logaritmo (Log) de la concentración final de NAT mgL⁻¹ en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1).

3.2.2.2 Nitritos (NO₂-N)

Se detectaron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) en la concentración inicial de NO₂-N entre los meses. La mayor concentración se presentó en febrero y la menor en octubre (Tabla 11).

Tabla 11. Concentración promedio inicial de NO₂-N entre los meses que duró el experimento.

Mes	NO ₂ -N
Octubre	0.40±0.01 ^e
Noviembre	0.59±0.02 ^{cd}
Diciembre	0.42±0.03 ^d
Enero	0.43±0.03 ^d
Febrero	1.95±0.013 ^a
Marzo	0.98±0.08 ^b
Abril	1.99±0.16 ^a
Mayo	0.56±0.02 ^d
Junio	0.77±0.21 ^{bcd}
Julio	1.78±0.12 ^a
Agosto	0.50±0.04 ^{cd}
Septiembre	0.75±0.04 ^{bc}

Los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses

Se encontraron diferencias altamente significativas en la remoción de NO₂-N entre los pretratamientos ($P=0.000001$). La mayor concentración final se presentó en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino durante la mayoría de los meses. La mayor remoción promedio se presentó en febrero la menor en julio (tabla 12).

En el control se encontraron diferencias altamente significativas en la remoción de NO₂-N entre los meses ($P=0.001$) y los TRH ($P=0.001$). La mayor remoción de NO₂-N se presentó en abril a los 10 días de TRH (1.97±0.00 NO₂-N mgL⁻¹) y la mayor producción en agosto a los 5 días de TRH (0.22±0.22 NO₂-N mgL⁻¹) (Tabla 12).

En los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se encontraron diferencias significativas en la remoción de NO₂-N entre los meses ($P=0.001$) y los TRH ($P=0.001$). La mayor remoción de NO₂-N se presentó a los 15 días de TRH en febrero (1.82±0.05 NO₂-N mgL⁻¹), la mayor producción en marzo a los 5 días de TRH (55.35±5.96 NO₂-N mgL⁻¹) (Tabla 12).

En los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico se encontraron diferencias significativas en la remoción de $\text{NO}_2\text{-N}$ entre los meses ($P=0.01$) y los TRH ($P=0.01$). La mayor remoción de $\text{NO}_2\text{-N}$ se presentó a los 5 días de abril ($1.95\pm 0.01 \text{ NO}_2\text{-N mgL}^{-1}$), no se encontraron diferencias significativas ($P=0.0794$) en la remoción en los TRH de 10 y 15 días del mismo mes. Solo en octubre y agosto se presentó producción de $\text{NO}_2\text{-N}$, observándose que en agosto a los 5 días de TRH se presentó la mayor producción ($0.80\pm 0.25 \text{ NO}_2\text{-N mgL}^{-1}$), la cual disminuyó a los 15 días de TRH (Tabla 12).

En los lodos expuestos a un pretratamiento térmico se encontraron diferencias altamente significativas entre los meses ($P=0.00001$) y los TRH ($P=0.00001$). La mayor remoción de $\text{NO}_2\text{-N}$ se presentó en abril a los 5 días de TRH ($1.86\pm 0.03 \text{ NO}_2\text{-N mgL}^{-1}$), no observándose diferencias significativas ($P=0.0641$) entre los TRH de 10 y 15 días. Solo en octubre se presentó producción de $\text{NO}_2\text{-N}$ ($0.09\pm 0.01 \text{ NO}_2\text{-N mgL}^{-1}$) a los 5 de TRH (Tabla 12).

En los lodos expuestos a un pretratamiento biológico se encontraron diferencias altamente significativas entre los meses ($P=0.00001$), no se encontraron diferencias significativas entre los TRH ($P=0.0813$). La mayor remoción de $\text{NO}_2\text{-N}$ se observó en abril ($1.95\pm 0.03 \text{ NO}_2\text{-N mgL}^{-1}$), la menor remoción se presentó en octubre ($0.02\pm 0.01 \text{ NO}_2\text{-N mgL}^{-1}$) (Tabla 12).

Tabla 12 Remoción (-) /Producción (+) de NO₂-N (mgL⁻¹) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11-15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses.

Mes	Control	Alcalino	Mecánico	Térmico	Biológico
Octubre					
5	0.01±0.01 ^{ab}	-0.47±0.00 ^f	-0.02±0.01 ^{ab}	-0.09±0.01 ^{bcde}	0.02±0.02 ^{ab}
10	0.05±0.01 ^{abc}	-0.17±0.13 ^{cde}	-0.07±0.01 ^{bc}	-0.06±0.01 ^a	-0.00±0.01 ^{ab}
15	0.22±0.04 ^e	-0.21±0.02 ^{de}	-0.09±0.09 ^{bcde}	-0.08±0.04 ^{bcd}	0.02±0.01 ^{ab}
Noviembre					
5	-0.44±0.04 ^{ab}	-0.48±0.06 ^{ab}	-0.41±0.06 ^{ab}	-0.46±0.02 ^{ab}	-0.53±0.05 ^{ab}
10	-0.53±0.01 ^{ab}	-0.15±0.14 ^b	-0.53±0.01 ^{ab}	-0.56±0.02 ^a	-0.55±0.01 ^{ab}
15	-0.44±0.00 ^{ab}	-0.42±0.05 ^{ab}	-0.43±0.04 ^{ab}	-0.39±0.03 ^{ab}	-0.50±0.03 ^{ab}
Diciembre					
5	-0.27±0.00 ^{de}	-0.30±0.03 ^{abcd}	-0.30±0.02 ^{abcd}	-0.25±0.05 ^{ef}	-0.38±0.01 ^a
10	-0.34±0.02 ^{abcd}	-0.32±0.05 ^{abcd}	-0.29±0.01 ^{cde}	-0.18±0.02 ^f	-0.38±0.02 ^a
15	-0.37±0.00 ^{abc}	-0.32±0.04 ^{abcd}	-0.35±0.00 ^{abcd}	-0.29±0.04 ^{bcde}	-0.37±0.01 ^{ab}
Enero					
5	-0.33±0.01 ^{ab}	-0.37±0.01 ^a	-0.20±0.01 ^c	-0.18±0.00 ^c	-0.37±0.02 ^a
10	-0.31±0.05 ^{abc}	-0.32±0.07 ^{abc}	-0.24±0.01 ^{bcd}	-0.27±0.04 ^{abcd}	-0.35±0.02 ^a
15	-0.22±0.01 ^{cd}	-0.34±0.06 ^{ab}	-0.28±0.05 ^{abcd}	-0.33±0.03 ^{ab}	-0.35±0.01 ^a
Febrero					
5	-1.88±0.03 ^a	36.56±7.47 ^b	-1.86±0.01 ^a	-1.75±0.14 ^a	-1.90±0.01 ^a
10	-1.92±0.01 ^a	32.24±3.09 ^b	-1.89±0.01 ^a	-1.84±0.08 ^a	-1.90±0.01 ^a
15	-1.91±0.01 ^a	-1.82±0.05 ^a	-1.93±0.00 ^a	-1.79±0.02 ^a	-1.90±0.02 ^a
Marzo					
5	-0.91±0.01 ^a	55.35±5.96 ^b	-0.88±0.01 ^a	-0.81±0.10 ^a	-0.88±0.03 ^a
10	-0.89±0.02 ^a	0.58±0.46 ^a	-0.85±0.02 ^a	-0.92±0.05 ^a	-0.91±0.01 ^a
15	-0.88±0.01 ^a	-0.89±0.04 ^a	-0.85±0.00 ^a	-0.90±0.05 ^a	-0.89±0.02 ^a
Abril					
5	-1.81±0.11 ^{ab}	2.51±0.40 ^c	-1.92±0.02 ^{ab}	-1.86±0.0 ^{ab}	-1.93±0.01 ^{ab}
10	-1.97±0.00 ^a	3.11±0.37 ^d	-1.95±0.01 ^{ab}	-1.89±0.03 ^{ab}	-1.95±0.03 ^{ab}
15	-1.94±0.00 ^{ab}	-1.53±0.11 ^b	-1.94±0.02 ^{ab}	-1.86±0.06 ^{ab}	-1.91±0.01 ^{ab}
Mayo					
5	-0.53±0.00 ^a	0.26±0.12 ^b	-0.39±0.19 ^a	-0.52±0.01 ^a	-0.53±0.01 ^a
10	-0.45±0.01 ^a	24.89±3.25 ^a	-0.47±0.02 ^a	-0.45±0.02 ^a	-0.48±0.02 ^a
15	-0.38±0.07 ^a	2.18±1.59 ^a	-0.49±0.01 ^a	-0.49±0.06 ^a	-0.50±0.01 ^a
Junio					
5	-0.15±0.02 ^a	0.99±0.34 ^b	-0.09±0.03 ^a	-0.12±0.02 ^a	-0.13±0.03 ^a
10	-0.09±0.01 ^a	20.24±0.43 ^d	-0.09±0.00 ^a	-0.09±0.02 ^a	-0.09±0.01 ^a
15	-0.04±0.09 ^a	9.11±0.14 ^c	-0.05±0.02 ^a	-0.12±0.05 ^a	-0.11±0.02 ^a
Julio					
5	-1.71±0.05 ^a	-1.38±0.04 ^a	-1.65±0.01 ^a	-1.63±0.07 ^a	-1.59±0.12 ^a
10	-1.66±0.01 ^a	14.51±3.74 ^c	-1.60±0.05 ^a	-1.56±0.08 ^a	-1.63±0.07 ^a
15	-1.73±0.02 ^a	10.38±2.28 ^b	-1.72±0.01 ^a	-1.69±0.06 ^a	-1.72±0.03 ^a
Agosto					
5	0.22±0.22 ^c	1.06±0.26 ^d	0.80±0.25 ^d	-0.03±0.08 ^b	0.08±0.19 ^c
10	-0.20±0.21 ^a	21.71±2.17 ^e	0.11±0.15 ^b	0.08±0.12 ^b	-0.22±0.07 ^a
15	-0.25±0.03 ^{ab}	0.27±0.39 ^c	0.16±0.13 ^b	-0.14±0.02 ^b	-0.20±0.15 ^a
Septiembre					
5	-0.66±0.02 ^a	0.49±0.22 ^b	-0.64±0.05 ^a	-0.68±0.03 ^a	-0.59±0.05 ^a
10	-0.69±0.02 ^a	0.67±0.09 ^b	-0.68±0.10 ^a	-0.69±0.00 ^a	-0.71±0.00 ^a
15	-0.72±0.01 ^a	0.91±0.53 ^b	-0.70±0.01 ^a	-0.69±0.05 ^a	-0.74±0.00 ^a

Los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) en los días entre los pretratamientos.

3.2.2.2.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, NO₂-N inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de NO₂-N

Pretratamiento control

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NO₂-N en el control no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.011111$, $R^2=0.4068$).

Pretratamiento alcalino

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NO₂-N en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino es parcialmente explicado en el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00001$, $R^2=0.6661$). Cuando se incrementó la temperatura y el pH, y los valores iniciales de NO₂-N fueron altos, la remoción de NO₂-N aumentó (Tabla 13, Figura 24). La ecuación que describe el efecto de los factores en la concentración final de NO₂-N es:

$$Y = -9.28894 + X_1(0.15151) + X_2(0.37233) + X_5(0.56722) + X_3(-0.15816)$$

Tabla 13. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de NO₂-N en digestores expuestos a un pretratamiento alcalino representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-9.28894	1.657271	0.000005
(X ₁) Temperatura (°C)	0.15151	0.048100	0.003865
(X ₂) NO ₂ -N inicial (mgL ⁻¹)	0.37233	0.126246	0.006367
(X ₃) ST (gL ⁻¹)	-0.15816	0.052662	0.005571
(X ₄) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	-0.00005	0.000418	0.913595
(X ₅) pH	0.56722	0.166714	0.002030

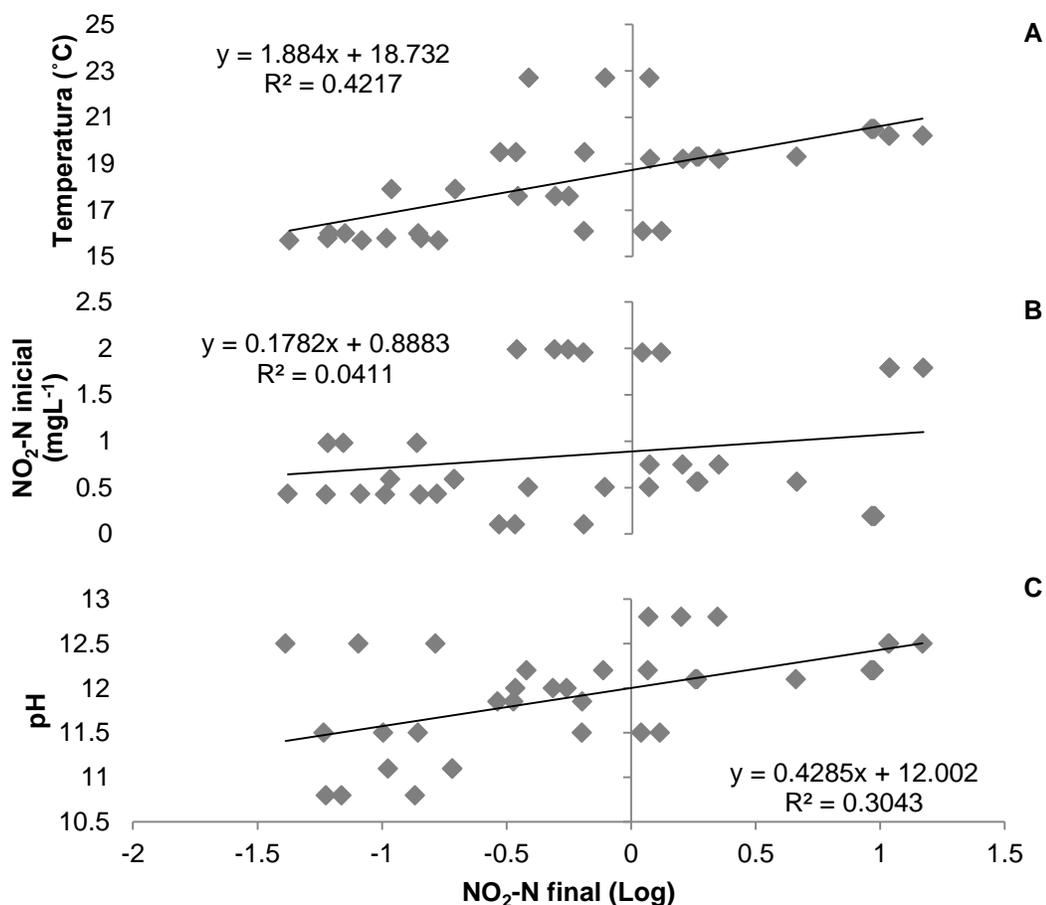


Figura 24. Análisis de regresión de A) Temperatura; B) NO₂-N inicial y C) pH inicial sobre la concentración final de NO₂-N en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino en donde los valores negativos indican logaritmo de números reales <1).

Pretratamiento mecánico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NO₂-N en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico es explicada parcialmente por el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00005$, $R^2=0.6174$). Cuando la temperatura, alcalinidad y pH aumentaron, la remoción de NO₂-N fue mayor. (Tabla 14 y figura 25). La ecuación que describe el efecto de los factores sobre la concentración final de NO₂-N es:

$$Y = -0.7044 + X_1 \cdot (0.13003) + X_4 \cdot (0.00248) + X_5 \cdot (-0.32529)$$

Tabla 14. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores físico-químicos sobre la concentración final de NO₂-N (mgL⁻¹) en digestores expuestos a un pretratamiento mecánico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-0.704400	0.658583	0.294283
(X ₁) Temperatura (°C)	0.130029	0.027296	0.000057
(X ₂) NO ₂ -N inicial (mgL ⁻¹)	0.102927	0.073532	0.172970
(X ₃) ST (gL ⁻¹)	0.030867	0.018664	0.109752
(X ₄) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	0.002483	0.000730	0.002108
(X ₅) pH	-0.325289	0.089291	0.001129

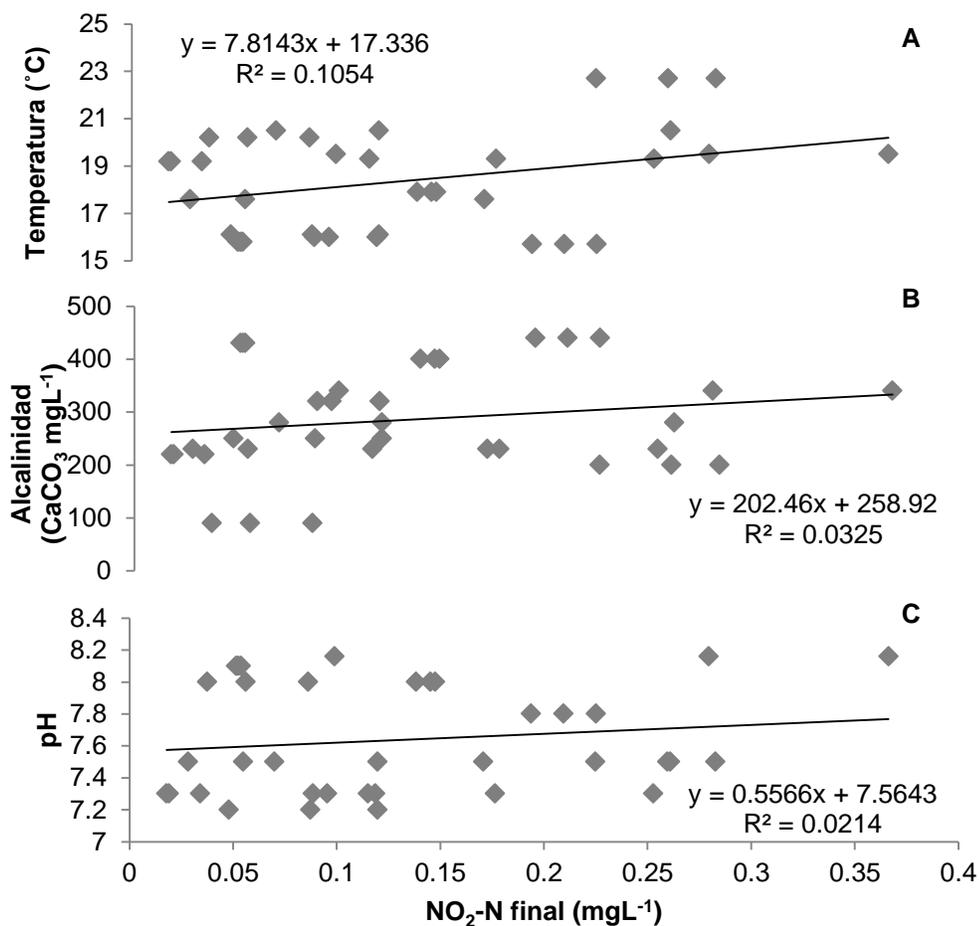


Figura 25. Análisis de regresión de A) Temperatura; B) alcalinidad y C) pH inicial sobre la concentración final de NO₂-N (mgL⁻¹) en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico.

Pretratamiento térmico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NO₂-N en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0316$, $R^2=0.3499$).

Pretratamiento biológico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NO₂-N en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0098$, $R^2=0.4131$).

5.2.2.3 Nitratos (NO₃-N)

Se detectaron diferencias altamente significativas ($P<0.000001$) en la concentración inicial de NO₃-N entre los meses. La mayor concentración de NO₃-N se presentó en marzo y la menor en octubre (Tabla 15).

Tabla 15. Concentración promedio inicial de NO₃-N entre los meses.

Mes	NO ₃ -N
Octubre	9.97+0.89 ^f
Noviembre	10.70+1.20 ^f
Diciembre	21.87+3.21 ^e
Enero	27.01+2.13 ^{de}
Febrero	43.67+2.59 ^c
Marzo	62.07+2.21 ^a
Abril	54.32+1.16 ^b
Mayo	53.15+1.23 ^b
Junio	42.71+1.76 ^c
Julio	32.52+2.59 ^d
Agosto	29.62+2.38 ^d
Septiembre	59.67+2.29 ^a

Los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses

Se encontraron diferencias significativas en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre los meses ($P=0.01$) y los pretratamientos ($P=0.01$). La mayor concentración final se presentó en el tratamiento alcalino durante la mayoría de los meses. La mayor concentración final promedio se presentó en septiembre y la menor en diciembre (Tabla 16).

En el control se encontraron diferencias significativas en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre los meses ($P=0.001$) y los TRH ($P=0.001$). La mayor remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ se observó en septiembre a los 10 días de TRH ($57.59 \pm 0.42 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) y la menor en octubre a los 5 días de TRH ($9.14 \pm 0.05 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) (Tabla 16).

En los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se observaron diferencias significativas en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre los meses ($P=0.001$) y los TRH ($P=0.001$). La mayor remoción se registró en marzo a los 15 días de TRH ($-47.32 \pm 0.34 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$), mientras que en los 5 días de TRH en mayo se presentó un incremento en la concentración ($54.85 \pm 4.30 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) (Tabla 16).

En los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico se encontraron diferencias significativas ($P=0.001$) en la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre los meses ($P=0.001$), y los TRH ($P=0.001$) ($P=0.001$). La mayor remoción se observó en septiembre a los 10 días de TRH ($56.95 \pm 0.21 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) y la menor en octubre a los 5 días de TRH ($8.81 \pm 0.17 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) (Tabla 16).

En los lodos expuestos a un pretratamiento térmico se encontraron diferencias significativas en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre los meses ($P=0.001$), no se encontraron diferencias entre los TRH ($P=0.08612$). La mayor remoción se observó en septiembre a los 15 días de TRH ($56.82 \pm 0.06 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) y la menor en octubre ($8.99 \pm 0.05 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) en los primeros 5 días de TRH (Tabla 16).

En los lodos expuestos a un pretratamiento biológico se encontraron diferencias significativas en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre los meses ($P=0.001$) y los TRH ($P=0.001$). La mayor remoción se presentó en septiembre a los 10 días de TRH ($58.26 \pm 0.27 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) y la menor en octubre a los 5 días de TRH ($8.66 \pm 0.20 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$) (Tabla 16).

Tabla 16. Remoción (-) /Producción (+) de $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgL^{-1}) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11-15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses.

Mes	Control	Alcalino	Mecánico	Térmico	Biológico
Octubre					
5	-9.14±0.05 ^{bc}	-7.49±0.22 ^{ef}	-8.81±0.17 ^{cd}	-8.99±0.05 ^{cd}	-8.66±0.20 ^d
10	-9.57±0.09 ^{ab}	-6.99±0.25 ^f	-9.52±0.01 ^{ab}	-9.77±0.02 ^a	-9.72±0.01 ^a
15	-9.74±0.02 ^a	-7.86±0.31 ^{ef}	-9.74±0.03 ^a	-9.71±0.12 ^a	-9.77±0.00 ^a
Noviembre					
5	-10.52±0.00 ^a	-10.43±0.11 ^a	-10.44±0.03 ^a	-10.47±0.04 ^a	-10.57±0.05 ^a
10	-10.46±0.02 ^a	-9.44±0.39 ^b	-10.49±0.01 ^a	-10.53±0.04 ^a	-10.51±0.03 ^a
15	-10.46±0.03 ^a	-9.71±0.08 ^b	-10.39±0.04 ^a	-10.30±0.02 ^a	-10.38±0.05 ^a
Diciembre					
5	-21.59±0.02 ^{abc}	-21.66±0.07 ^{ab}	-21.59±0.01 ^{bc}	-21.41±0.12 ^d	-21.68±0.01 ^{ab}
10	-21.58±0.01 ^{bc}	-21.64±0.07 ^{ab}	-21.58±0.03 ^{bc}	-21.39±0.04 ^d	-21.63±0.03 ^{ab}
15	-21.68±0.02 ^{ab}	-21.74±0.02 ^a	-21.61±0.02 ^{abc}	-21.47±0.02 ^{cd}	-21.57±0.05 ^{bc}
Enero					
5	-26.57±0.12 ^{abc}	-26.64±0.13 ^{abc}	-26.47±0.14 ^{abc}	-26.42±0.15 ^c	-26.70±0.02 ^{abc}
10	-26.73±0.01 ^{ab}	-24.88±0.01 ^e	-26.62±0.03 ^{bc}	-26.70±0.14 ^{abc}	-26.60±0.12 ^{abc}
15	-26.74±0.02 ^a	-25.84±0.02 ^d	-26.67±0.02 ^{abc}	-26.81±0.08 ^a	-26.77±0.02 ^a
Febrero					
5	-38.70±2.09 ^a	50.39±1.72 ^c	-34.76±4.42 ^a	-34.69±4.58 ^a	-37.92±1.52 ^a
10	-43.31±0.01 ^a	17.56±9.98 ^b	-43.36±0.02 ^a	-43.43±0.05 ^a	-43.33±0.08 ^a
15	-43.47±0.04 ^a	-42.99±0.35 ^a	-43.45±0.08 ^a	-43.22±0.08 ^a	-43.43±0.08 ^a
Marzo					
5	-43.41±0.26 ^e	-35.12±0.89 ^g	-39.44±2.00 ^f	-35.65±1.16 ^g	-43.94±0.26 ^{de}
10	-47.09±0.48 ^{abc}	-43.59±1.09 ^e	-46.33±0.53 ^{bc}	-45.96±0.47 ^{cd}	-47.80±0.59 ^{abc}
15	-48.49±0.13 ^{ab}	-47.32±0.34 ^{abc}	-48.26±0.21 ^{abc}	-48.10±0.31 ^{abc}	-48.72±0.05 ^a
Abril					
5	-31.16±1.82 ^e	12.64±0.74 ^g	-39.52±0.92 ^f	-45.97±0.79 ^g	-38.11±0.37 ^{de}
10	-50.33±0.18 ^{abc}	11.33±2.39 ^e	-50.70±0.74 ^{bc}	-47.53±0.88 ^{cd}	-50.70±0.38 ^{abc}
15	-51.34±0.36 ^{ab}	11.40±6.10 ^{abc}	-51.13±0.27 ^{abc}	-48.90±1.09 ^{abc}	-51.20±0.21 ^a
Mayo					
5	-50.43±0.06 ^a	54.85±4.30 ^c	-47.51±0.82 ^a	-48.36±0.28 ^a	-49.42±0.23 ^a
10	-49.97±0.27 ^a	-30.86±1.42 ^b	-49.57±0.08 ^a	-49.72±0.15 ^a	-50.46±0.29 ^a
15	-49.37±0.23 ^a	-31.16±2.93 ^b	-49.82±0.36 ^a	-48.95±1.17 ^a	-50.29±0.50 ^a
Junio					
5	-39.92±0.51 ^a	11.75±2.38 ^e	-37.49±1.36 ^{abc}	-37.90±0.79 ^{abc}	-39.37±0.59 ^{ab}
10	-38.43±0.89 ^{abc}	-24.66±1.08 ^d	-36.12±0.67 ^c	-36.59±1.94 ^{bc}	-39.20±0.37 ^{abc}
15	-39.89±0.21 ^a	-36.50±0.99 ^{bc}	-38.69±0.18 ^{abc}	-39.03±0.2 ^{abc}	-40.10±0.17 ^a
Julio					
5	-30.23±0.11 ^a	37.52±2.19 ^f	-24.37±1.65 ^c	-26.66±0.18 ^{bc}	-27.50±0.41 ^{abc}
10	-29.18±0.16 ^{ab}	33.23±1.49 ^e	-29.92±0.91 ^a	-28.16±0.95 ^{ab}	-29.74±0.30 ^{ab}
15	-29.88±0.06 ^{ab}	19.79±2.23 ^d	-29.73±0.40 ^{ab}	-28.98±0.45 ^{ab}	-30.08±0.55 ^a
Agosto					
5	-27.99±0.33 ^a	17.83±2.19 ^d	-27.15±0.71 ^{ab}	-26.14±0.11 ^{ab}	-27.84±0.23 ^{ab}
10	-28.16±0.30 ^a	-16.51±1.34 ^c	-28.43±0.27 ^a	-27.60±0.8 ^{ab}	-28.44±0.26 ^a
15	-27.80±0.13 ^{ab}	-25.62±0.63 ^b	-27.47±0.07 ^{ab}	-26.34±0.26 ^{ab}	-28.03±0.66 ^a
Septiembre					
5	-57.45±0.57 ^a	17.40±2.73 ^c	-54.89±0.29 ^a	-55.41±0.78 ^a	-49.76±0.82 ^b
10	-57.59±0.42 ^a	28.34±2.64 ^e	-56.95±0.29 ^a	-56.03±0.76 ^a	-58.26±0.27 ^a
15	-57.28±0.29 ^a	23.88±2.19 ^d	-56.95±0.21 ^a	-56.82±0.06 ^a	-58.24±0.10 ^a

Los suscritos a>b>c>d>e>f>g indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

3.2.2.3.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, NO₃-N inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de NO₃-N.

Pretratamiento control

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NO₃-N en el control se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00001$, $R^2=0.9139$). Cuando la temperatura, la concentración inicial de NO₃-N y la concentración inicial de ST aumenta, y el pH disminuye, se incrementó la tasa de desnitrificación (Tabla 17, Figura 26). La ecuación que describe el efecto de los factores en la concentración final de NO₃-N es:

$$Y = -21.4091 + X_3 * (0.5448) + X_2 * (0.0831) + X_1 * (0.2876) + X_5 * (-1.5743)$$

Tabla 17. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de NO₃-N (mgL⁻¹) en digestores expuestos a un control representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-21.4091	4.516230	0.000061
(X ₁) Temperatura (°C)	0.2876	0.050440	0.000005
(X ₂) NO ₃ -N inicial (mgL ⁻¹)	0.0831	0.011384	0.000000
(X ₃) ST (gL ⁻¹)	0.5448	0.115230	0.000063
(X ₄) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	0.0019	0.001245	0.143442
(X ₅) pH	-1.5743	0.505278	0.004319

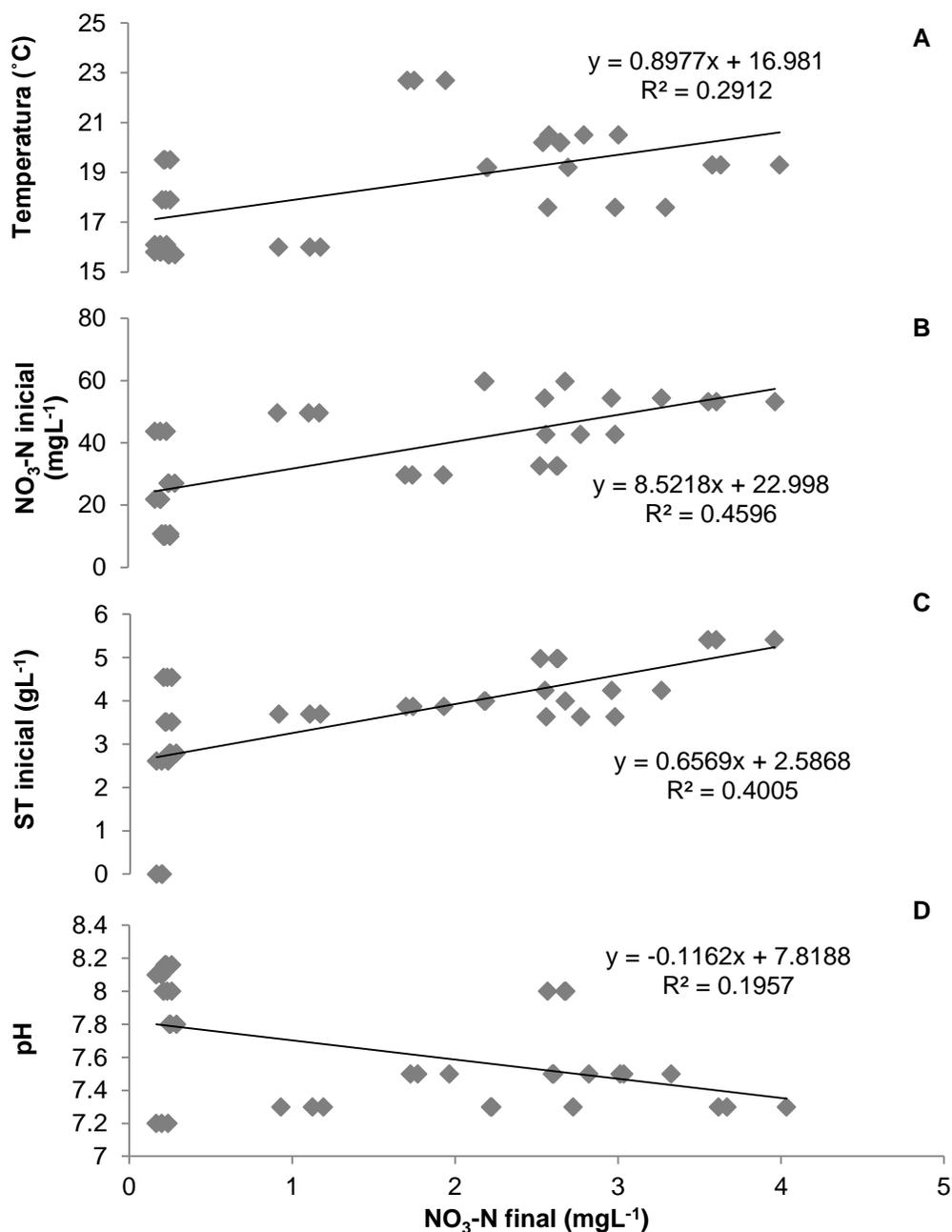


Figura 26. Análisis de regresión factores A) Temperatura; B) $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial; C) ST inicial y D) pH inicial sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgL^{-1}) en el control. ST: sólidos totales.

Pretratamiento alcalino

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino es explicada por el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00001$, $R^2=0.7266$). Cuando la temperatura, la concentración inicial de $\text{NO}_3\text{-N}$ y la concentración

inicial de ST se incrementaron, la tasas de desnitrificación aumentó (Tabla 18 y Figura 27). La ecuación que describe el efecto de los factores en la concentración final de NO₃-N es:

$$Y = -6.42060 + X_5 * (0.16958) + X_2 * (0.03198) + X_1 * (0.17285)$$

Tabla 18. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la concentración final de NO₃-N en digestores expuestos a un pretratamiento alcalino representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-6.42060	1.572230	0.000336
(X₁) Temperatura (°C)	0.17285	0.046860	0.000962
(X₂) NO₃-N inicial (mgL⁻¹)	0.03198	0.005341	0.000002
(X₃) ST (gL⁻¹)	0.15974	0.054890	0.007007
(X₄) Alcalinidad (CaCO₃ mgL⁻¹)	0.00021	0.000421	0.617316
(X₅) pH	0.16958	0.175832	0.343068

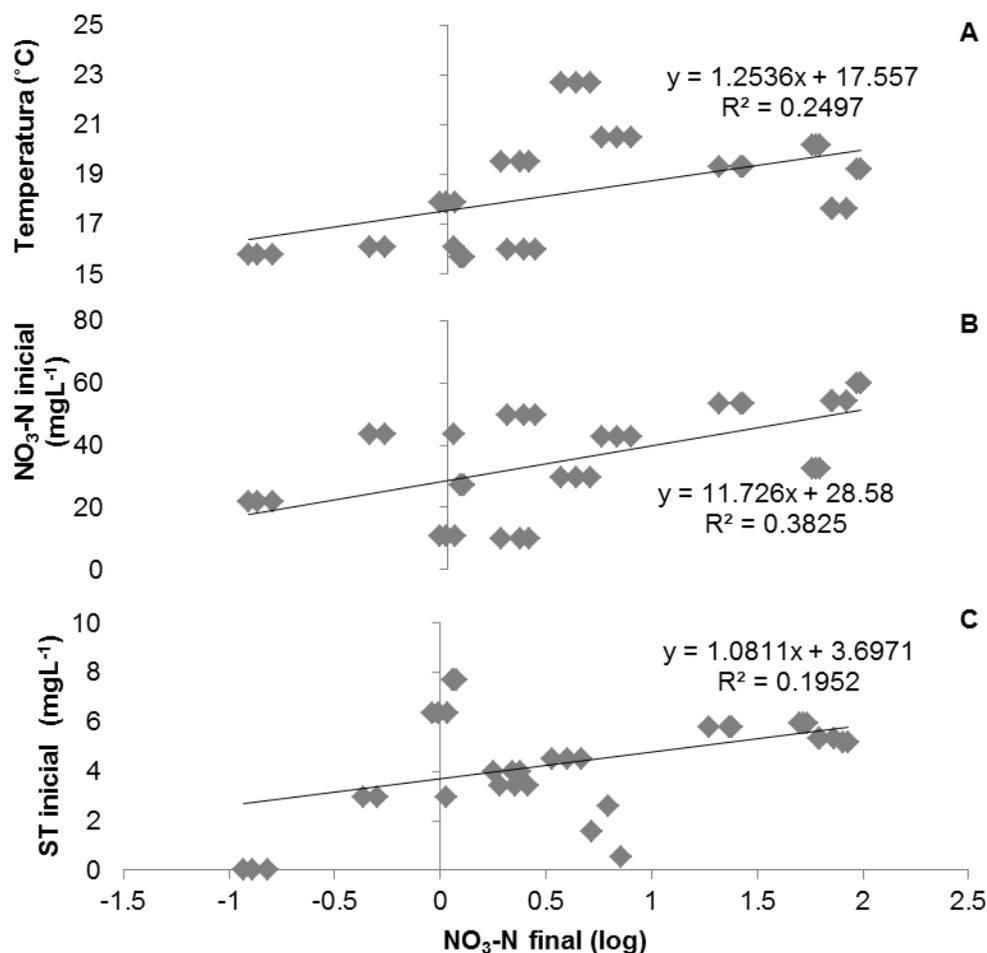


Figura 27. Análisis de regresión de los factores A) Temperatura; B) $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial y C) ST inicial sobre el logaritmo de la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino. ST: sólidos totales. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1).

Pretratamiento mecánico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico es explicada por el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00001$, $R^2=0.8375$). Cuando la temperatura, la concentración inicial de $\text{NO}_3\text{-N}$ aumentaron y el pH disminuyó, la tasa de desnitrificación fue mayor (Tabla 19, Figura 28). La ecuación que describe el efecto de los factores en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ es:

$$Y = -20.3761 + X_2(0.0847) + X_1(0.3379) + X_5(-1.7455) + X_3(-0.1284)$$

Tabla 19. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgL^{-1}) en digestores expuestos a un pretratamiento mecánico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-20.3761	3.556690	0.000004
(X ₁) Temperatura (°C)	0.3379	0.055098	0.000001
(X ₂) $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial (mgL^{-1})	0.0847	0.009485	0.000000
(X ₃) ST (gL^{-1})	-0.1284	0.085680	0.145160
(X ₄) Alcalinidad (CaCO_3 mgL^{-1})	0.0009	0.002190	0.680958
(X ₅) pH	-1.7455	0.474318	0.000984

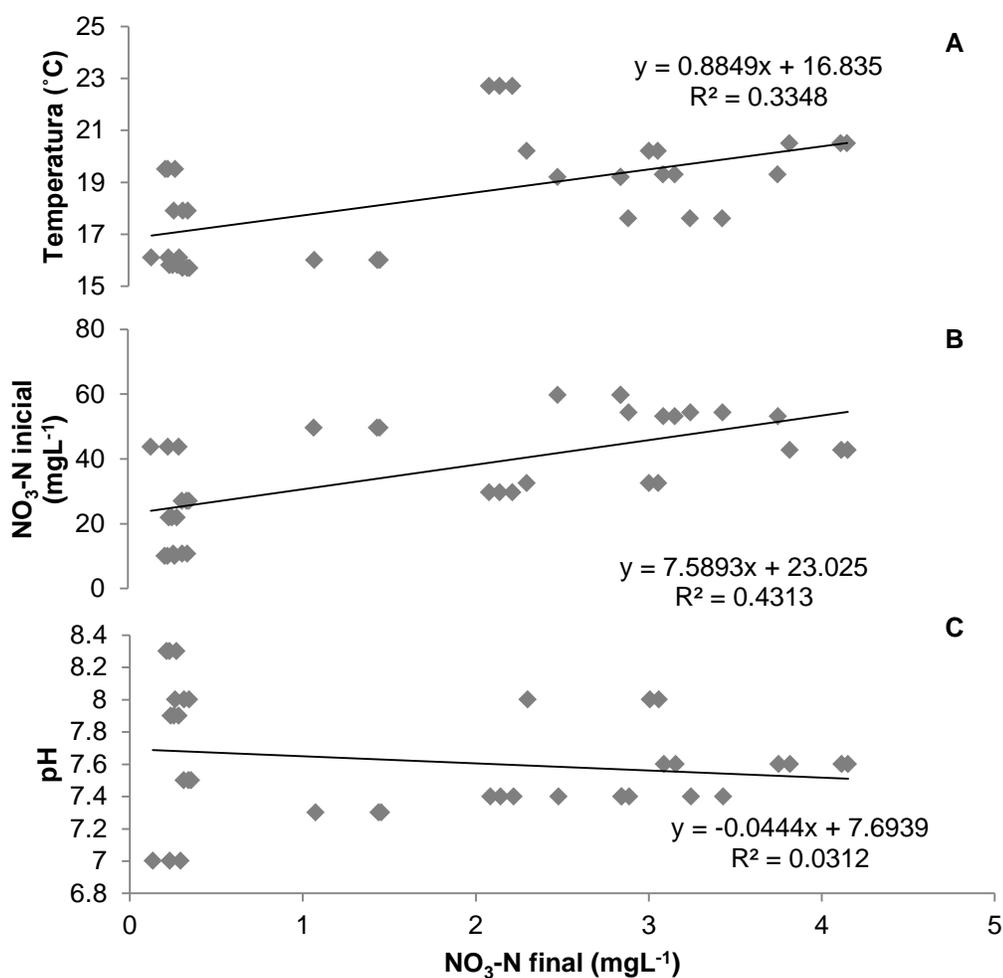


Figura 28. Análisis de regresión de los factores A) Temperatura; B) $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial y C) pH inicial sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgL^{-1}) en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico.

Pretratamiento térmico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de NO₃-N en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico se explica en el modelo lineal de regresión lineal múltiple ($P=0.00001$, $R^2=0.8445$). Cuando la concentración inicial de NO₃-N, la concentración inicial de ST y el pH aumentaron, se incrementó la tasa de desnitrificación (Tabla 20, Figura 29). La ecuación que describe el efecto de los factores en la concentración final de NO₃-N es:

$$Y=-23.9609+X_2*(0.1100)+X_5*(2.2295)+X_3*(0.3840)+X_1*(0.2236)$$

Tabla 20. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de NO₃-N (mgL⁻¹) en digestores expuestos a un pretratamiento térmico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-23.9609	4.438051	0.000010
(X₁) Temperatura (°C)	0.2236	0.124263	0.083179
(X₂) NO₃-N inicial (mgL⁻¹)	0.1100	0.014583	0.000000
(X₃) ST (gL⁻¹)	0.3840	0.166365	0.028874
(X₄) Alcalinidad (CaCO₃ mgL⁻¹)	-0.0015	0.002538	0.564452
(X₅) pH	2.2295	0.803543	0.009907

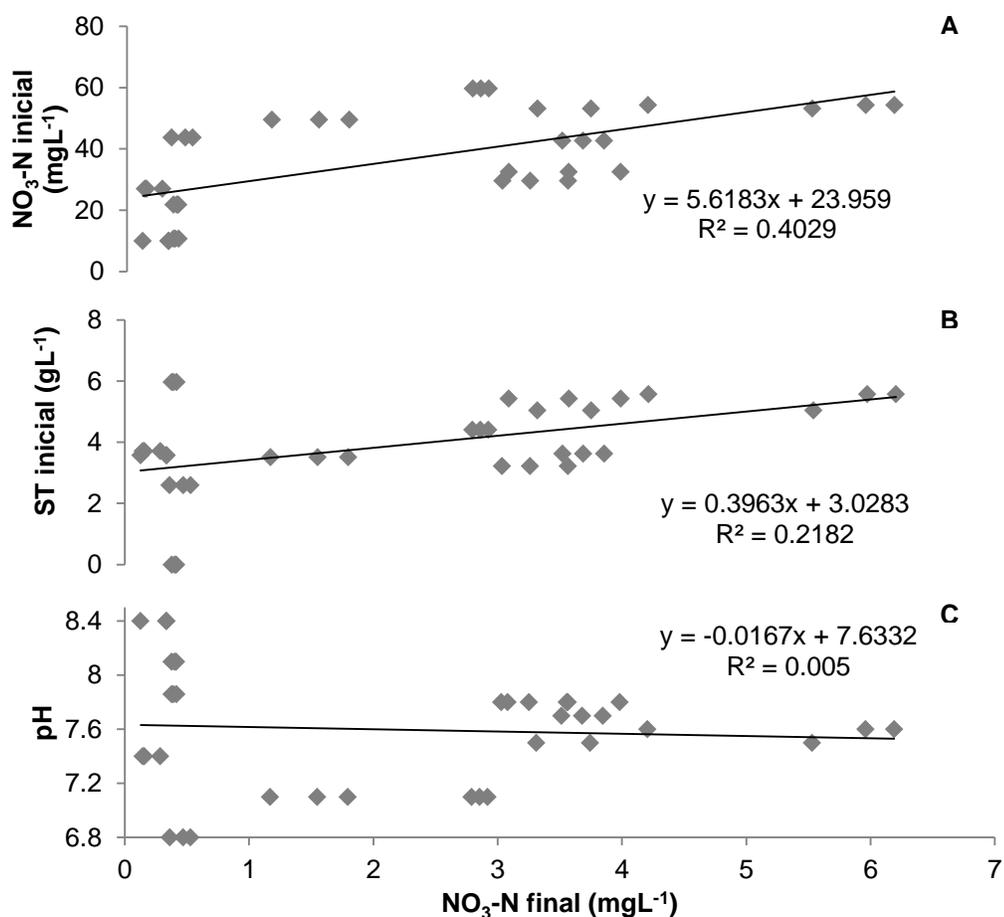


Figura 29. Análisis de regresión de los factores A) $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial; B) ST inicial y C) pH inicial sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgL^{-1}) en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico. ST: sólidos totales.

Pretratamiento biológico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico se explica en el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica para reducir la variabilidad de los valores de la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ para su ajuste en el modelo de regresión lineal ($P=0.00001$, $R^2=0.9275$). Cuando se incrementó la concentración inicial de $\text{NO}_3\text{-N}$ y la concentración inicial de ST, la tasa de desnitrificación fue mayor. (Tabla 21, Figura 30). La ecuación que describe el efecto de los factores sobre la tendencia en la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ es:

$$Y = -3.83743 + X_3 \cdot (0.24171) + X_2 \cdot (0.01825) + X_1 \cdot (0.04377)$$

Tabla 21. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en digestores expuestos a un pretratamiento biológico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-3.83743	0.992392	0.000629
(X ₁) Temperatura (°C)	0.04377	0.019423	0.032566
(X ₂) $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial (mgL^{-1})	0.01825	0.003016	0.000002
(X ₃) ST (gL^{-1})	0.24171	0.035110	0.000000
(X ₄) Alcalinidad ($\text{CaCO}_3 \text{mgL}^{-1}$)	-0.00050	0.000461	0.287761
(X ₅) pH	0.19342	0.121516	0.123080

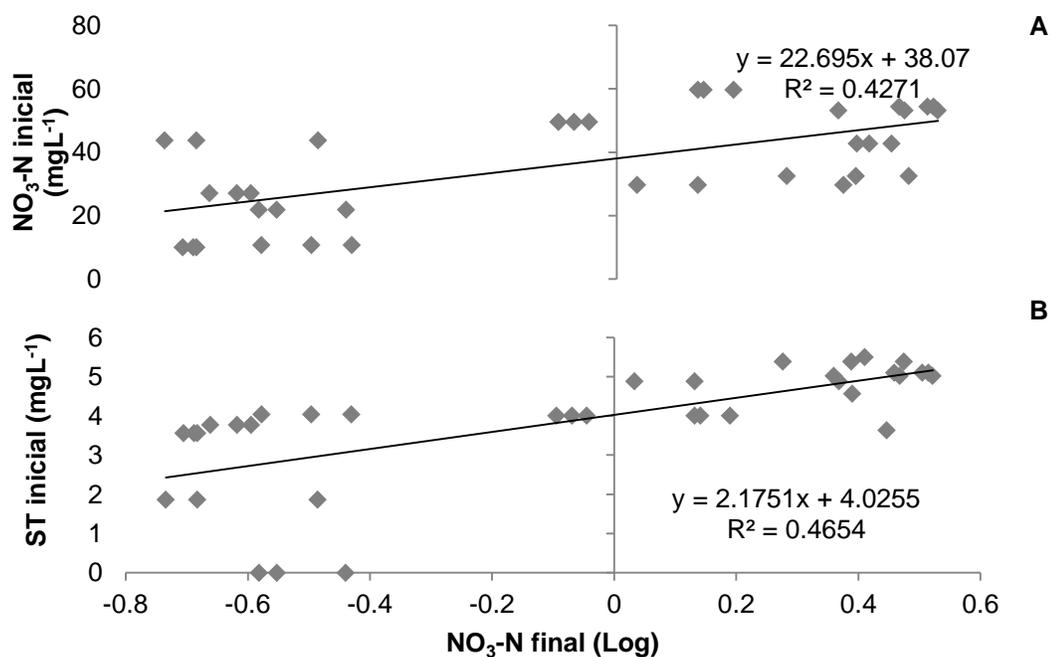


Figura 30. Análisis de regresión de los factores A) $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial y B) ST inicial sobre el logaritmo de la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico. ST: sólidos totales. (Los valores negativos indican logaritmo de números reales <1).

3.2.2.4 Fosfatos (PO₄)

Se detectaron diferencias altamente significativas ($P= 0.000001$) en la concentración inicial de PO₄-P entre los meses. La mayor concentración se presentó en octubre y la menor en febrero (Tabla 22).

Tabla 22. Concentración inicial promedio de PO₄-P entre los meses

Mes	PO ₄ -P
Octubre	3.95±0.28 ^a
Noviembre	3.24±0.18 ^b
Diciembre	2.35±0.17 ^{de}
Enero	1.63±0.17 ^{fg}
Febrero	1.74±0.19 ^f
Marzo	1.36±0.11 ^g
Abril	2.37±0.21 ^{de}
Mayo	2.83±0.23 ^c
Junio	2.05±0.22 ^{ef}
Julio	2.52±0.22 ^d
Agosto	3.84±0.31 ^a
Septiembre	2.15±0.09 ^e

Los suscritos a>b>c>d>e>f>g indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se observaron diferencias significativas en la concentración final de PO₄-P entre los meses ($P=0.000001$) y los pretratamientos ($P=0.000001$). Las menores concentraciones finales se presentaron en el pretratamiento alcalino durante la mayoría de los meses. La mayor concentración final promedio se presentó en septiembre y la menor en octubre y diciembre (Tabla 23).

En el control se encontraron diferencias altamente significativas en la remoción de PO₄-P entre los meses ($P=0.000001$) y el TRH ($P=0.000001$). La mayor remoción de PO₄-P se presentó a los 15 días de TRH en octubre ($-2.34±0.26$ PO₄-P mgL⁻¹), y la mayor producción en febrero a los 15 días ($1.85±0.08$ PO₄-P mgL⁻¹), no se encontraron diferencias significativas en la producción entre los TRH ($P=0.0582$) (Tabla 23).

En los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se encontraron diferencias altamente significativas en la remoción de PO₄-P entre los meses ($P=0.000001$) y los TRH ($P=0.000001$). La mayor remoción de PO₄-P se presentó en octubre a los 15 días del TRH ($-1.80±0.04$ PO₄-P mgL⁻¹) y la mayor producción en marzo a los 5 días de TRH, ($1.27±0.09$ PO₄-P mgL⁻¹) (Tabla 23).

En los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico se encontraron diferencias altamente significativas en la concentración de $\text{PO}_4\text{-P}$ entre los meses ($P=0.000001$) y los TRH ($P=0.000001$). La mayor remoción de $\text{PO}_4\text{-P}$ se detectó en octubre a los 15 días de TRH ($-2.17\pm 0.34 \text{ PO}_4\text{-P mgL}^{-1}$) y la mayor producción a los 15 días de TRH en marzo ($2.25\pm 0.35 \text{ PO}_4\text{-P mgL}^{-1}$) (Tabla 23).

En los lodos expuestos a un pretratamiento térmico se encontraron diferencias altamente significativas en la concentración de $\text{PO}_4\text{-P}$ entre los meses ($P=0.000001$) y los TRH ($P=0.000001$). La mayor remoción de $\text{PO}_4\text{-P}$ se presentó en octubre a los 15 días de TRH ($-1.54\pm 0.39 \text{ PO}_4\text{-P mgL}^{-1}$) y la mayor producción en marzo a los 15 días de TRH ($2.71\pm 0.80 \text{ PO}_4\text{-P mgL}^{-1}$) (Tabla 23).

En los lodos expuestos a un pretratamiento biológico se encontraron diferencias altamente significativas en la concentración de $\text{PO}_4\text{-P}$ entre los pretratamientos ($P=0.0000001$) y los TRH ($P=0.0000001$). La mayor remoción de $\text{PO}_4\text{-P}$ se presentó en octubre a los 15 días de TRH ($-2.16\pm 0.18 \text{ PO}_4\text{-P mgL}^{-1}$) y la mayor producción en marzo a los 15 días ($2.39\pm 0.31 \text{ PO}_4\text{-P mgL}^{-1}$) (Tabla 23).

Tabla 23. Remoción (-) /Producción (+) de PO₄-P (mgL⁻¹) obtenida de la diferencia entre la concentración inicial menos la concentración final por periodo de tiempo día 5 (día 1-5), día 10 (día 6-10) y día 15 (día 11-15) para cada uno de los pretratamientos en cada uno de los meses.

Mes	Control	Alcalino	Mecánico	Térmico	Biológico
Octubre					
5	-1.26±0.33 ^{abc}	-1.66±0.12 ^{ab}	-1.56±0.16 ^{abc}	-0.52±0.75 ^c	-1.03±0.28 ^{bc}
10	-1.31±0.27 ^{abc}	-1.45±0.16 ^{abc}	-1.32±0.19 ^{abc}	-0.43±0.72 ^c	-1.21±0.55 ^{abc}
15	-2.34±0.26 ^a	-1.80±0.04 ^{ab}	-2.17±0.34 ^a	-1.54±0.39 ^{abc}	-2.16±0.18 ^{ab}
Noviembre					
5	-1.42±0.11 ^a	-0.89±0.01 ^{abc}	-1.27±0.30 ^{ab}	-0.88±0.25 ^{abc}	-0.96±0.38 ^{abc}
10	-0.63±0.09 ^{bcd}	-0.68±0.17 ^{bcd}	-0.83±0.37 ^{abc}	-0.52±0.06 ^{cde}	-0.54±0.16 ^{cde}
15	-0.03±0.17 ^{def}	-0.56±0.15 ^{cd}	0.09±0.25 ^{ef}	0.33±0.23 ^f	0.37±0.11 ^f
Diciembre					
5	0.17±0.02 ^{cde}	-0.71±0.14 ^{ab}	-0.99±0.32 ^a	-0.59±0.24 ^{abc}	0.01±0.07 ^{bcde}
10	-0.13±0.05 ^{bcde}	-0.69±0.27 ^{ab}	0.24±0.10 ^{de}	0.48±0.16 ^e	-0.47±0.07 ^{abcd}
15	-0.68±0.17 ^{ab}	-0.74±0.09 ^{ab}	-0.52±0.02 ^{abcd}	-0.02±0.27 ^{bcde}	-0.42±0.78 ^{abcd}
Enero					
5	0.52±0.16 ^{abc}	-0.43±0.03 ^a	0.59±0.04 ^{bcd}	1.36±0.28 ^{cde}	0.81±0.36 ^{bcde}
10	1.05±0.61 ^{cde}	-0.10±0.39 ^{ab}	1.12±0.58 ^{cde}	1.67±0.15 ^e	1.55±0.12 ^{de}
15	0.90±0.26 ^{bcde}	-0.03±0.11 ^{ab}	1.10±0.26 ^{cde}	1.06±0.32 ^{cde}	1.53±0.54 ^{de}
Febrero					
5	1.54±0.10 ^{cd}	0.99±0.06 ^a	1.51±0.05 ^{bcd}	1.51±0.06 ^{bcd}	1.55±0.16 ^{cd}
10	1.19±0.03 ^{abc}	0.94±0.09 ^a	1.24±0.04 ^{abc}	1.59±0.21 ^{cd}	1.27±0.03 ^{abc}
15	1.85±0.08 ^d	1.05±0.12 ^{ab}	1.66±0.26 ^{cd}	1.76±0.42 ^d	1.61±0.11 ^{cd}
Marzo					
5	1.66±0.34 ^{abcd}	1.27±0.09 ^{ab}	1.35±0.34 ^{abc}	2.29±0.51 ^{cde}	2.04±0.01 ^{bcde}
10	1.74±0.04 ^{abcde}	0.79±0.22 ^a	1.64±0.12 ^{abcd}	1.54±0.03 ^{abcd}	1.70±0.08 ^{abcd}
15	1.65±0.45 ^{abcd}	1.00±0.14 ^a	2.25±0.35 ^{bcde}	2.71±0.80 ^e	2.39±0.310 ^{de}
Abril					
5	0.33±0.18 ^{abc}	0.08±0.160 ^{abc}	0.56±0.02 ^{bc}	0.55±0.08 ^{bc}	0.57±0.05 ^{bc}
10	0.77±0.20 ^{bc}	0.06±0.18 ^{abc}	0.56±0.18 ^{bc}	-0.36±0.10 ^a	0.54±0.24 ^{bc}
15	0.49±0.03 ^{bc}	-0.36±0.03 ^a	0.64±0.08 ^{bc}	0.01±0.79 ^{ab}	0.34±0.22 ^{abc}
Mayo					
5	0.39±0.02 ^{def}	-0.43±0.06 ^{abcd}	0.34±0.05 ^{def}	0.30±0.05 ^{cdef}	0.45±0.02 ^{ef}
10	-0.52±0.23 ^{abc}	-0.26±0.05 ^{abcde}	-0.81±0.15 ^a	1.14±0.72 ^f	-0.03±0.73 ^{abcde}
15	0.13±0.15 ^{bcde}	-0.56±0.04 ^{ab}	0.12±0.02 ^{bcde}	0.05±0.04 ^{bcde}	0.06±0.04 ^{bcde}
Junio					
5	1.33±0.050 ^d	0.14±0.04 ^{ab}	1.17±0.12 ^{cd}	1.21±0.32 ^{cd}	1.42±0.190 ^d
10	0.78±0.22 ^c	0.04±0.09 ^{ab}	-0.28±0.07 ^a	0.84±0.21 ^c	1.06±0.01 ^{cd}
15	1.06±0.01 ^{cd}	0.12±0.09 ^{ab}	0.17±0.09 ^b	0.83±0.14 ^c	0.78±0.19 ^c
Julio					
5	0.19±0.40 ^{ab}	-0.29±0.08 ^{ab}	0.44±0.08 ^{abc}	0.38±0.07 ^{abc}	0.48±0.06 ^{abc}
10	1.58±0.20 ^e	0.39±0.25 ^{abc}	1.71±0.17 ^{de}	1.26±0.79 ^{cde}	1.77±0.08 ^e
15	0.28±0.12 ^{abc}	-0.53±0.05 ^a	-0.01±0.53 ^{ab}	0.67±0.18 ^{bcd}	0.02±0.69 ^{ab}
Agosto					
5	-0.75±0.050 ^c	-1.61±0.06 ^a	-0.82±0.05 ^c	-0.91±0.04 ^c	-0.75±0.07 ^c
10	-0.34±0.11 ^e	-1.32±0.14 ^{ab}	-0.65±0.29 ^{cd}	-0.37±0.02 ^{de}	-0.41±0.05 ^{de}
15	-0.31±0.04 ^e	-1.29±0.03 ^b	-1.24±0.09 ^b	-0.34±0.05 ^e	-0.41±0.02 ^{de}
Septiembre					
5	-0.04±0.06 ^{cde}	-0.68±0.08 ^{ab}	-0.14±0.09 ^{bcd}	-0.43±0.15 ^{abc}	-0.09±0.06 ^{bcd}
10	0.69±0.32 ^{fg}	-0.79±0.01 ^a	0.65±0.18 ^f	0.43±0.42 ^{def}	0.54±0.16 ^{ef}
15	2.09±0.15 ^h	0.53±0.02 ^{ef}	1.28±0.45 ^g	2.12±0.13 ^h	2.12±0.06 ^h

Los suscritos a>b>c>d>e>f>g>h indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

3.2.2.4.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, PO₄-P inicial, ST inicial, alcalinidad inicial y pH inicial en la concentración final de PO₄-P

Pretratamiento control

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de PO₄-P en el control no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0026$, $R^2=0.4745$).

Pretratamiento alcalino

El efecto de los factores fisicoquímicos en la tendencia de la concentración final de PO₄-P en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.1488$, $R^2=0.2884$).

Pretratamiento mecánico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de PO₄-P en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico es parcialmente explicado por el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00011$, $R^2=0.5941$). Cuando el pH y la temperatura aumentaron y la concentración inicial de ST fue menor, la concentración final de PO₄-P disminuyó (Tabla 24, Figura 31). La ecuación que describe el efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de PO₄-P es:

$$Y=11.93252+X_5*(-0.99586)+X_1*(-0.11042)+X_3*(0.15839)$$

Tabla 24. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la tasa de producción de PO₄-P (mgL⁻¹) en digestores expuestos a un pretratamiento de mecánico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	11.93252	1.578885	0.000000
(X ₁) Temperatura (°C)	-0.11042	0.037274	0.006038
(X ₂) PO ₄ -P inicial (mgL ⁻¹)	-0.03555	0.200777	0.860789
(X ₃) ST (gL ⁻¹)	0.15839	0.057474	0.010012
(X ₄) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	-0.00038	0.001667	0.821590
(X ₅) pH inicial	-0.99586	0.225170	0.000126

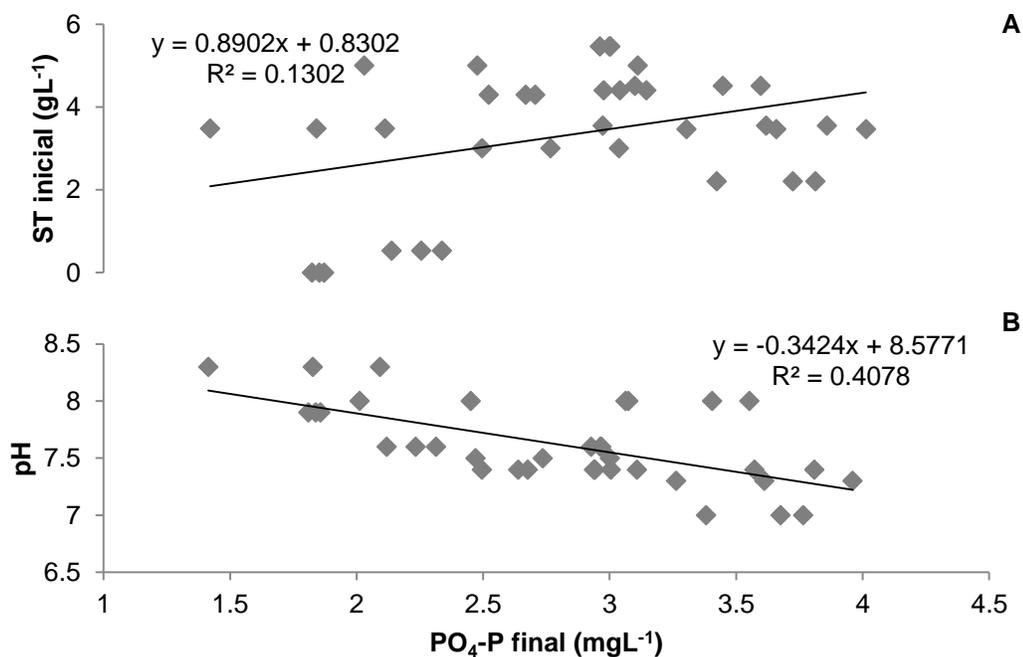


Figura 31. Análisis de regresión de los factores A) ST inicial y B) pH inicial sobre la concentración final de $\text{PO}_4\text{-P}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico. ST: sólidos totales.

Pretratamiento térmico

El efecto de los parámetros fisicoquímicos en la concentración final de $\text{PO}_4\text{-P}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0037$, $R^2=0.4590$).

Pretratamiento biológico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de $\text{PO}_4\text{-P}$ en el tratamiento biológico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0349$, $R^2=0.3443$).

3.2.3 Flujo de nutrientes en digestores

A continuación se presentan los resultados obtenidos del flujo de N y P solamente de los meses de marzo a agosto periodo en el cual se pudo llevar a cabo el análisis de la concentración de NT y PT disueltos en el agua.

3.2.3.1 Flujo del nitrógeno

Se encontraron diferencias significativas en la producción/remoción de NT (resultado de los procesos de amonificación, desnitrificación y la eliminación o producción de N_{org}) entre los pretratamientos ($P=0.000916$) y entre los meses ($P=0.000001$). La mayor remoción se encontró en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico (-54.87 ± 47.68 NT mgL^{-1}), mientras el alcalino presentó producción (18.63 ± 63.03 NT mgL^{-1}) (Figura 32).

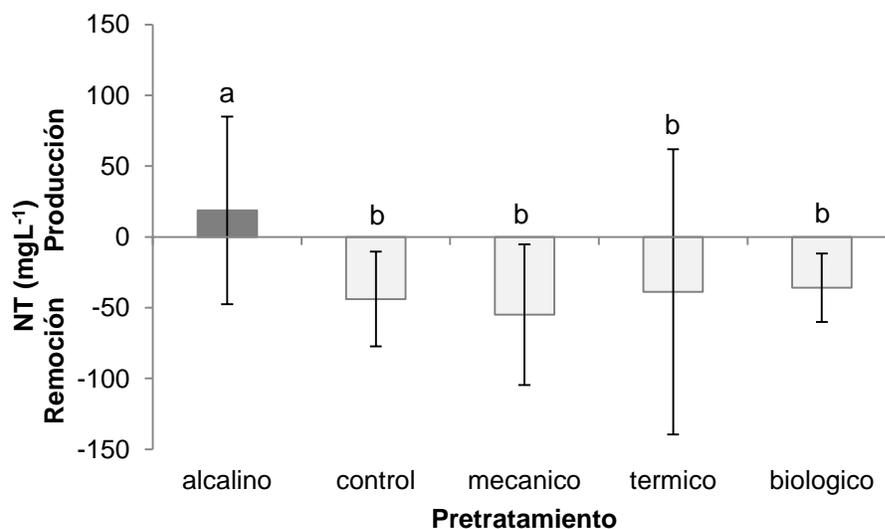


Figura 32. Remoción y producción promedio de nitrógeno total (NT) en los diferentes pretratamientos a lo largo de los doce meses, las barras grises indican producción y las blancas remoción en donde los suscritos $a > b$ indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la producción/remoción de NT (resultado de los procesos de amonificación, desnitrificación y la eliminación o producción de N_{org}) entre los meses (. La mayor remoción se presentó en marzo (-95.54 ± 82.11 NT mgL^{-1}) y la mayor producción en abril (29.06 ± 58.34 NT mgL^{-1}) (Figura 33).

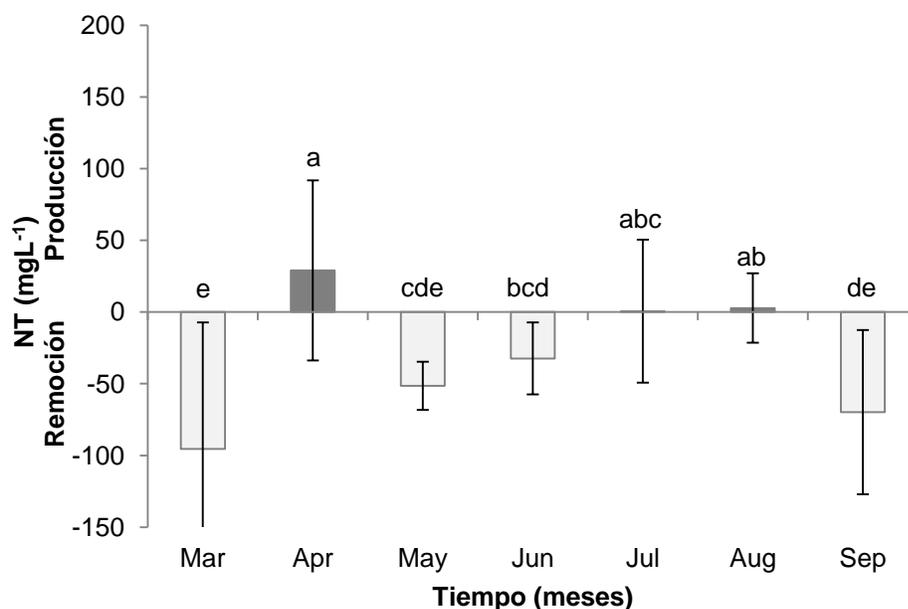


Figura 33. Remoción y producción promedio de nitrógeno total (NT) en los meses, las barras grises indican producción y las blancas producción en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la producción/remoción de NT entre los meses en el control. La mayor remoción de NT se presentó en septiembre (-93.81 ± 3.07 NT mgL^{-1}) y la menor en agosto (-0.51 ± 4.05 NT mgL^{-1}), solo se presentó remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Figura 34).

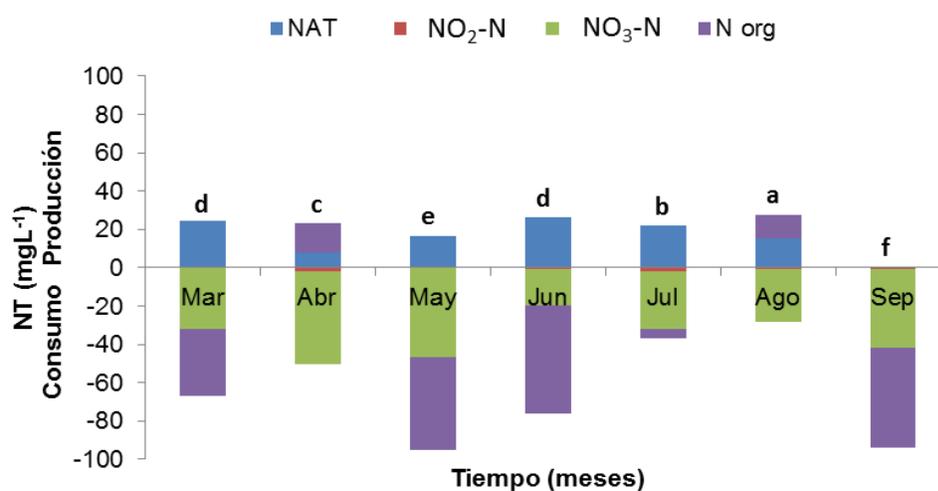


Figura 34. Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento de control en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la producción/remoción de NT en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino entre los meses. La mayor producción se presentó en abril (123.30 ± 6.12 NT mgL^{-1}) y la mayor remoción en marzo y mayo (-56.59 ± 2.12 NT mgL^{-1}) (Figura 35).

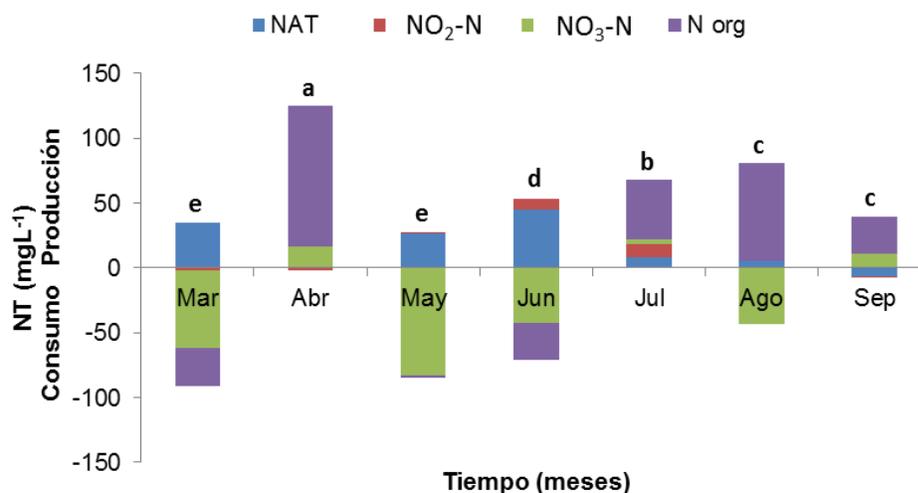


Figura 35. Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento alcalino en donde los suscritos $a > b > c$ indican diferencias significativas ($P < 0.05$) en el NT entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la producción/remoción de NT en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico entre los meses. El único mes en que hubo un incremento en la concentración de NT fue abril (21.28 ± 7.08 NT mgL^{-1}), mientras que la mayor remoción se observó en marzo (-125.14 ± 16.71 NT mgL^{-1}) (Figura 36).

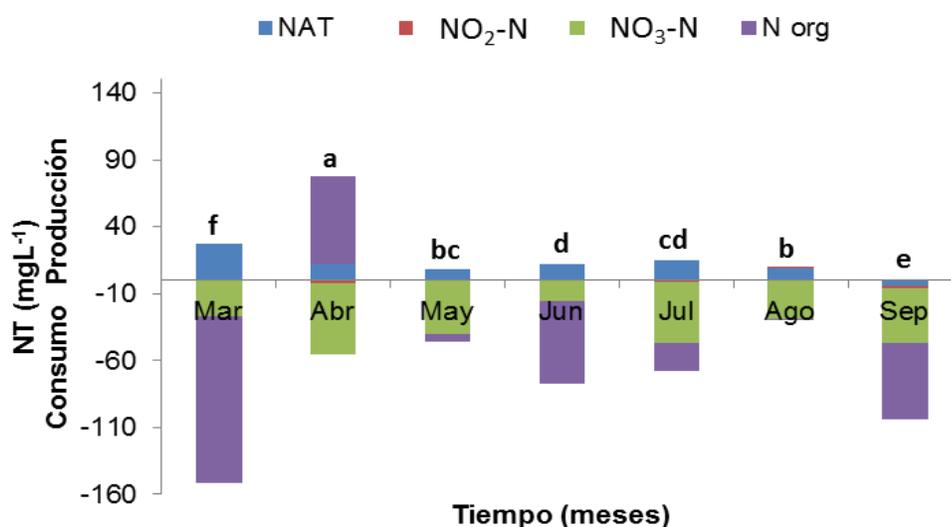


Figura 36. Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento mecánico en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses.

Se encontraron diferencias significativas ($P=0.001$) en la producción/remoción de NT en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico entre los meses. La mayor producción se presentó en abril (54.17 ± 5.08 NT mgL⁻¹) y la mayor remoción en marzo (-235.79 ± 4.03 NT mgL⁻¹) (Figura 37).

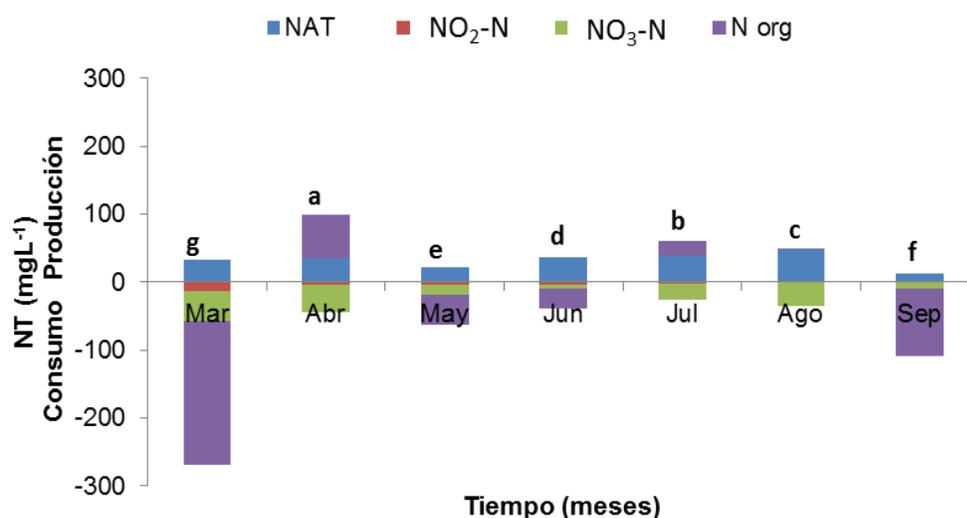


Figura 37. Remoción y producción mensual de nitrógeno total (NT) expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un tratamiento térmico en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($p=0.0000001$) en la producción/remoción de NT en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico entre los meses. La mayor remoción se presentó en septiembre (-87.26 ± 4.41 NT mgL^{-1}) y la menor en agosto (-19.43 ± 2.82 NT mgL^{-1}) (Figura 38).

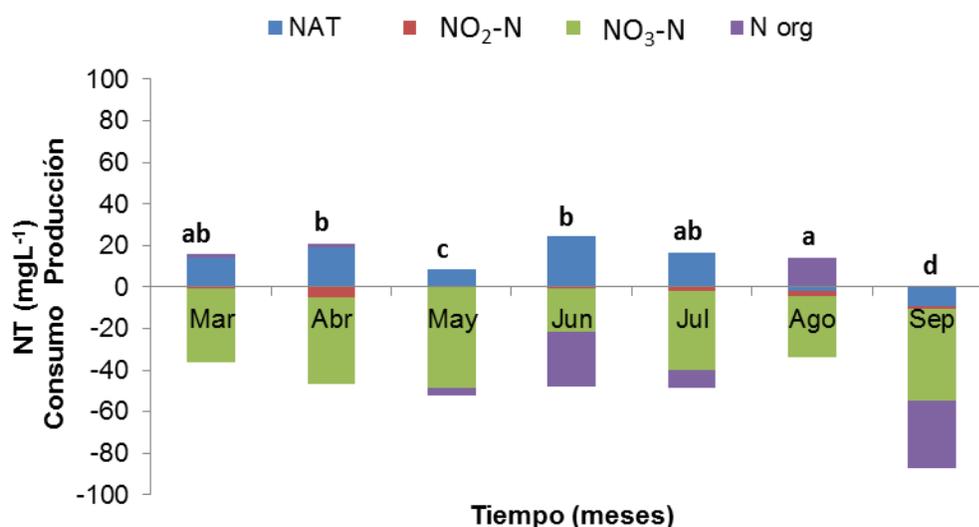


Figura 38. Remoción y producción mensual de NT expresado por las diferentes especies de nitrógeno en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento biológico en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) en el NT entre los meses.

De acuerdo con la dinámica de las diferentes especies químicas del nitrógeno se determinó cuáles fueron las tasas de remoción y producción durante los meses de marzo a septiembre para cada uno de los pretratamientos, observándose diferencias significativas ($P=0.0001$) en la concentración de todas las especies químicas de nitrógeno evaluadas durante cada uno de los meses (Tabla 25).

En todos los pretratamientos se observó una reducción en la concentración de NT, encontrándose diferencias altamente significativas ($P=0.000002$) entre ellos. El único pretratamiento donde se incrementó la concentración de NT al final de los TRH fue el alcalino (7.68%), los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico presentaron la mayor remoción (-49.46%) (Figura 50). Entre el resto de los pretratamientos no se encontraron diferencias significativas (Tabla 25).

El mayor aporte de nitrógeno en los digestores fue por el NAT, mientras que la remoción de nitrógeno fue por desnitrificación (Tabla 44 y Figura 50). Se encontraron diferencias altamente significativas en el contenido de N orgánico entre los meses ($P=0.000001$) y los pretratamientos ($P=0.000001$), solamente en los meses de septiembre y marzo hubo producción de N orgánico (Tabla 25).

Tabla 25. Destino de las especies químicas del nitrógeno durante cada uno de los meses en cada uno de los pretratamientos.

Mes	Pretratamiento				
	Marzo	Control	Alcalino	Mecánico	Térmico
Marzo					
Inicio ^A	148.03±9.58 ^C	188.02±3.52 ^b	189.52±18.4 ^b	280.16±4.53 ^a	149.44±4.38 ^C
Desnitrificación ^{AB}	-31.89±1.15 ^{bc}	-62.02±2.66 ^a	-27.35±3.49 ^C	-57.66±2.24 ^a	-36.51±2.7 ^b
Amonificación ^{AB}	24.65±2.40 ^b	37.61±4.69 ^a	26.86±0.42 ^b	31.63±2.53 ^{ab}	14.49±1.7 ^C
N orgánico ^D	-35.01±9.89 ^C	-29.11±10.29 ^C	-124.59±17.73 ^b	-210.91±2.94 ^a	2.09±5.9 ^d
Final ^{AB}	105.78±2.64 ^C	134.49±1.63 ^a	64.43±1.69 ^d	43.22±0.79 ^e	129.50±1.32 ^b
Abril					
Inicio ^B	91.67±0.89 ^a	92.77±0.25 ^a	71.13±0.05 ^b	92.69±0.05 ^a	91.97±0.24 ^a
Desnitrificación ^{AC}	-50.55±3.18 ^{ab}	13.69±6.30 ^C	-55.94±1.33 ^a	-45.11±2.81 ^b	-46.83±1.3 ^{ab}
Amonificación ^B	8.23±0.56 ^C	1.16±0.89 ^d	12.23±0.04 ^C	34.37±1.65 ^a	19.26±4.54 ^b
N orgánico ^{AB}	15.03±7.01 ^C	108.44±5.14 ^a	65.00±6.27 ^b	64.91±4.49 ^b	1.43±3.50 ^C
Final ^A	64.30±4.31 ^d	216.06±6.05 ^a	92.42±7.12 ^C	146.87±5.05 ^b	65.83±1.93 ^d
Mayo					
Inicio ^B	111.63±4.63 ^a	114.24±2.45 ^a	80.49±6.50 ^{bc}	86.05±1.17 ^b	72.18±1.5 ^C
Desnitrificación ^A	-46.64±2.6 ^b	-81.22±4.88 ^a	-40.28±9.52 ^b	-17.94±7.15 ^C	-48.27±1.88 ^b
Amonificación ^{AB}	16.59±0.97 ^b	26.46±3.23 ^a	8.29±2.36 ^C	21.90±0.93 ^a	8.58±0.9 ^{bc}
N orgánico ^{BC}	-48.46±9.94 ^a	-1.83±0.76 ^b	-5.71±17.39 ^b	-44.86±2.33 ^a	-3.84±4.22 ^b
Final ^C	33.12±3.12 ^C	57.65±1.45 ^a	42.78±3.6 ^b	45.14±2.97 ^b	28.66±2.42 ^C
Junio					
Inicio ^B	94.66±1.51 ^b	84.69±0.61 ^C	111.75±3.45 ^a	100.72±3.45 ^b	81.33±0.42 ^C
Desnitrificación ^C	-18.62±1.99 ^b	-41.86±1.43 ^a	-16.00±1.92 ^C	-5.87±0.69 ^d	-20.63±2.08 ^b
Amonificación ^A	30.10±4.64 ^{bc}	47.76±10.52 ^a	18.95±3.34 ^C	49.07±6.73 ^{ab}	31.90±4.4 ^{bc}
N orgánico ^{CD}	-56.43±6.12 ^a	-29.07±1.62 ^b	-61.93±2.50 ^a	-31.24±11.3 ^b	-26.65±2.66 ^b
Final ^{BC}	44.62±1.90 ^C	67.42±11.55 ^b	46.55±1.99 ^C	98.30±2.70 ^a	57.10±0.62 ^{bc}
Julio					
Inicio ^B	68.41±3.50 ^e	143.44±3.80 ^a	100.05±2.86 ^b	76.43±1.66 ^d	87.33±2.2 ^C
Desnitrificación ^{BC}	-31.60±0.70 ^C	15.82±4.31 ^a	-47.16±0.81 ^e	-24.30±1.45 ^b	-40.50±0.59 ^d
Amonificación ^{AB}	22.11±0.68 ^b	8.42±0.81 ^d	14.64±1.90 ^C	39.05±0.52 ^a	16.80±0.42 ^C
N orgánico	-4.91±3.94 ^C	43.98±7.42 ^a	-21.14±6.46 ^d	19.90±4.56 ^b	-7.99±4.3 ^{cd}
Final ^{AB}	54.00±6.07 ^C	211.67±5.82 ^a	46.39±4.64 ^C	111.10±5.45 ^b	55.64±2.90 ^C
Agosto					
	Control	Marzo	Control	Marzo	Control
Inicio ^B	67.42±0.65 ^C	76.82±4.75 ^b	75.83±2.54 ^{bc}	92.43±1.10 ^a	69.93±0.91 ^C
Desnitrificación ^{AC}	-28.30±0.65 ^d	-43.76±0.26 ^a	-28.22±1.49 ^d	-34.37±0.63 ^b	-31.60±0.36 ^C
Amonificación ^B	15.34±0.21 ^b	5.76±0.88 ^C	8.84±0.82 ^C	49.25±3.30 ^a	-1.52±2.26 ^d
N orgánico ^{AB}	12.23±3.79 ^{bc}	75.42±7.30 ^a	-0.08±2.48 ^C	0.84±5.07 ^C	14.14±4.65 ^b
Final ^{ABC}	66.69±3.7 ^b	114.24±10.8 ^a	56.36±1.00 ^{bc}	108.15±5.2 ^a	50.95±2.16 ^C
Septiembre					
Inicio ^A	144.97±2.87 ^b	196.65±8.64 ^a	147.62±2.55 ^b	204.6±4.56 ^a	130.30±4.39 ^C
Desnitrificación ^{AC}	-41.47±1.05 ^C	9.10±1.61 ^a	-42.61±2.82 ^C	-10.24±1.78 ^b	-45.54±2.06 ^C
Amonificación ^C	-0.12±2.65 ^b	-6.39±0.48 ^{bc}	-4.10±0.53 ^{bc}	13.52±4.77 ^a	-9.21±0.58 ^C
N orgánico ^{CD}	-52.22±3.69 ^C	29.45±6.9 ^a	-57.47±4.68 ^C	-99.24±3.0 ^d	-32.51±2.71 ^b
Final ^{AB}	51.16±2.3 ^C	228.80±2.61 ^a	43.37±3.12 ^{cd}	108.64±4.5 ^b	43.04±1.13 ^d

Los suscritos en minúsculas a>b>c>d>e indican diferencias significativas (P<0.05) entre los pretratamientos para cada uno de los procesos del nitrógeno; los suscritos en mayúsculas A>B>C representan las diferencias entre los meses para cada uno de los procesos del nitrógeno.

En la Figura 39 se presenta un diagrama del flujo de nitrógeno entre los diferentes pretratamientos, donde se aprecia en porcentaje de remoción o producción de las diferentes especies químicas del nitrógeno.

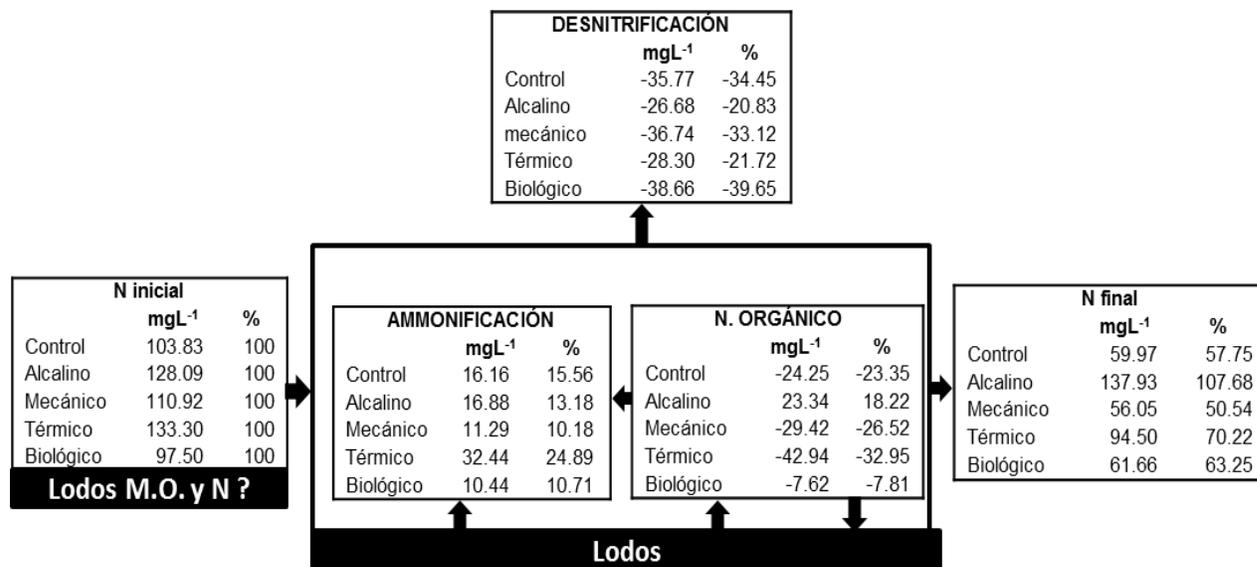


Figura 39. Flujo promedio en porcentaje del nitrógeno en digestores expuestos a diferentes pretratamientos. Nin: Nitrógeno inicial, Np: Nitrógeno perdido por desnitrificación y ganancia o pérdida de nitrógeno en biomasa (N org.); Ng Nitrógeno ganado por amonificación y Nf concentración final de Nitrógeno. Las flechas indican el flujo del nitrógeno en el digestor. M.O: materia orgánica; N: nitrógeno.

3.2.3.2 Flujo del fósforo

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000004$) en la producción de PT entre los pretratamientos. La mayor concentración final se presentó en el control (2.01 ± 1.08 PT mgL⁻¹) y la menor en el alcalino (0.08 ± 1.125 PT mgL⁻¹) (Figura 40).

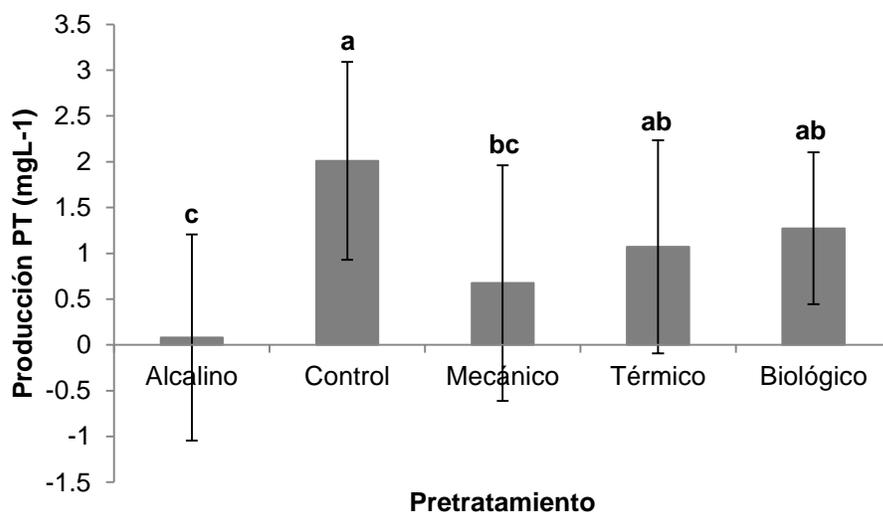


Figura 40. Producción de fósforo total (PT) en los diferentes pretratamientos en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los pretratamientos.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la concentración de PT entre los meses. La mayor producción se encontró en julio (2.00 ± 1.08 PT mgL⁻¹), mientras que agosto fue el único mes en que se observó remoción de PT (-0.08 ± 0.78 PT mgL⁻¹) (Figura 41).

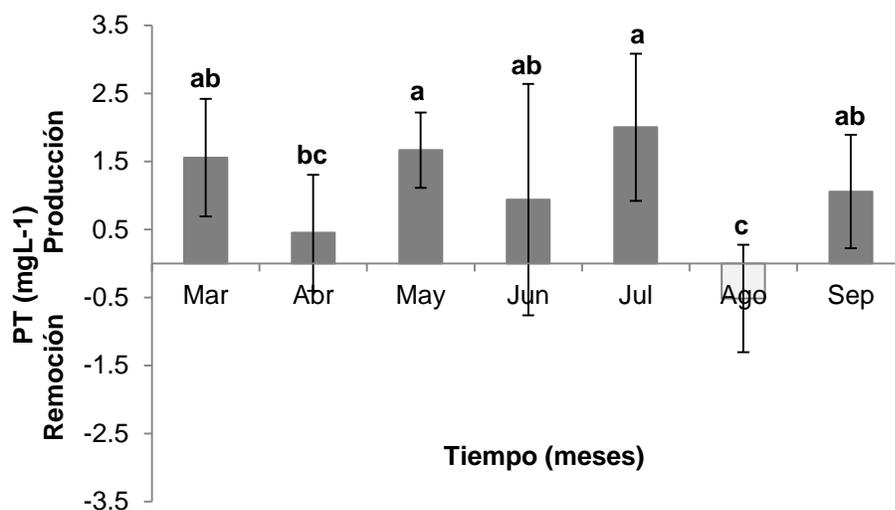


Figura 41. Remoción y producción promedio de fósforo total (PT) en los meses, las barras grises indican producción y las blancas remoción en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la concentración de PT en el control entre los meses. La mayor producción de PT se presentó en julio (3.73 ± 0.22 PT mgL^{-1}), solo en el mes de agosto se presentó remoción (-0.26 ± 0.18 PT mgL^{-1}) (Figura 42).

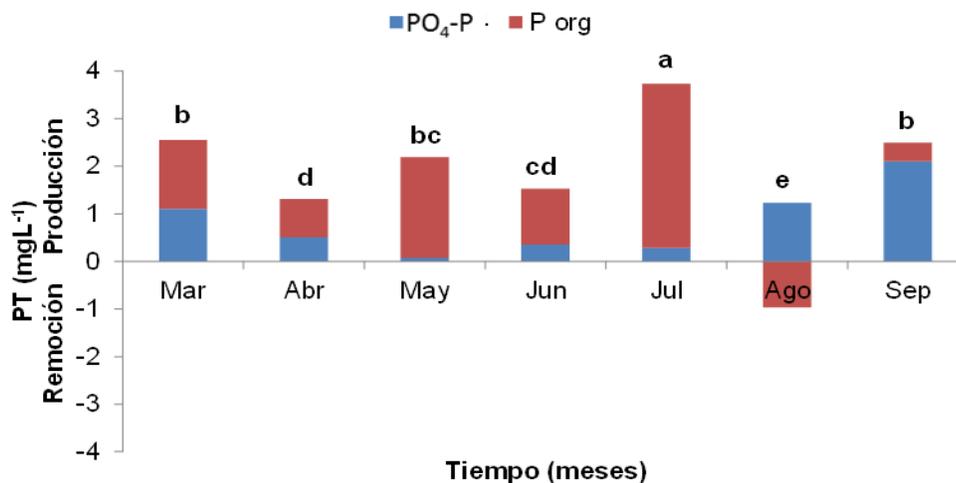


Figura 42. Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento de control en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la concentración de PT en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino entre los meses. En mayo se presentó la mayor producción de PT (1.56 ± 0.08 mgL^{-1}) y en agosto la mayor remoción (-1.94 ± 0.27 PT mgL^{-1}) (Figura 43).

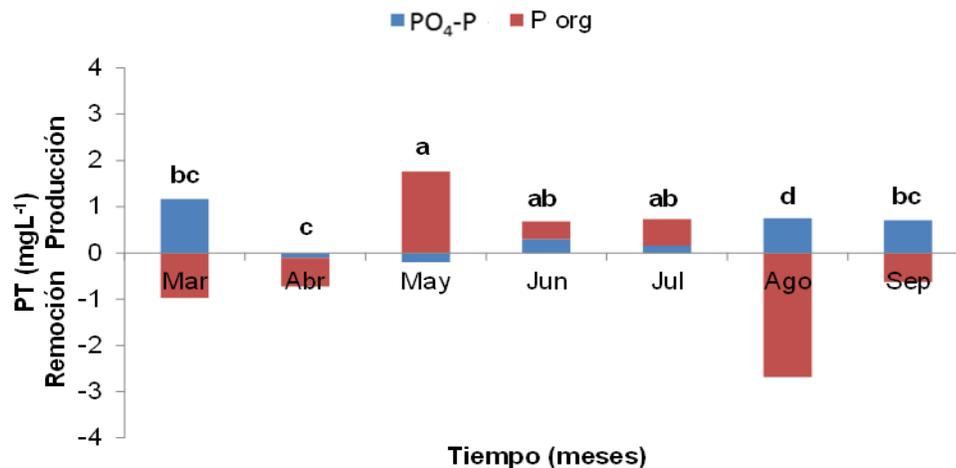


Figura 43. Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento alcalino en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la concentración de PT en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico entre los meses. La mayor producción de PT se observó en marzo (1.81 ± 0.27 PT mgL^{-1}) y la mayor remoción en marzo y junio (-1.91 ± 0.23 PT mgL^{-1}) (Figura 44).

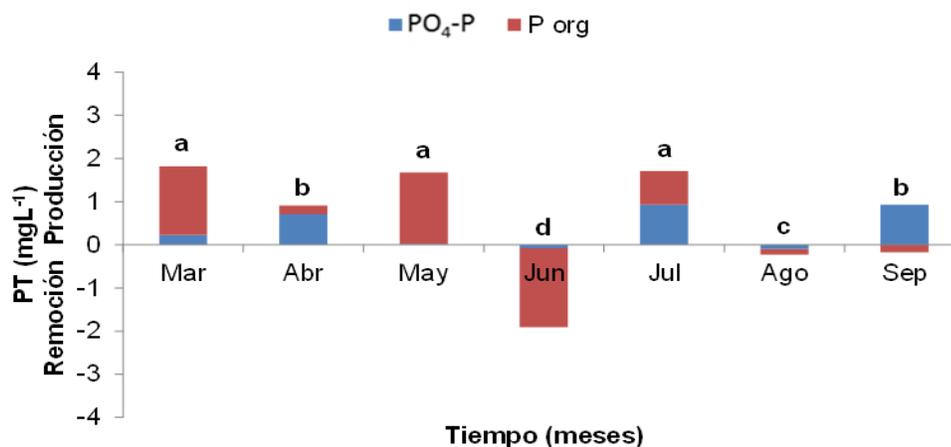


Figura 44. Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento mecánico en donde los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.0000001$) en la concentración de PT en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico entre los meses. La mayor producción de PT se observó en junio (3.09 ± 0.05 PT mgL^{-1}) y la mayor remoción en agosto y abril (-0.40 ± 0.18 PT mgL^{-1}) (Figura 45).

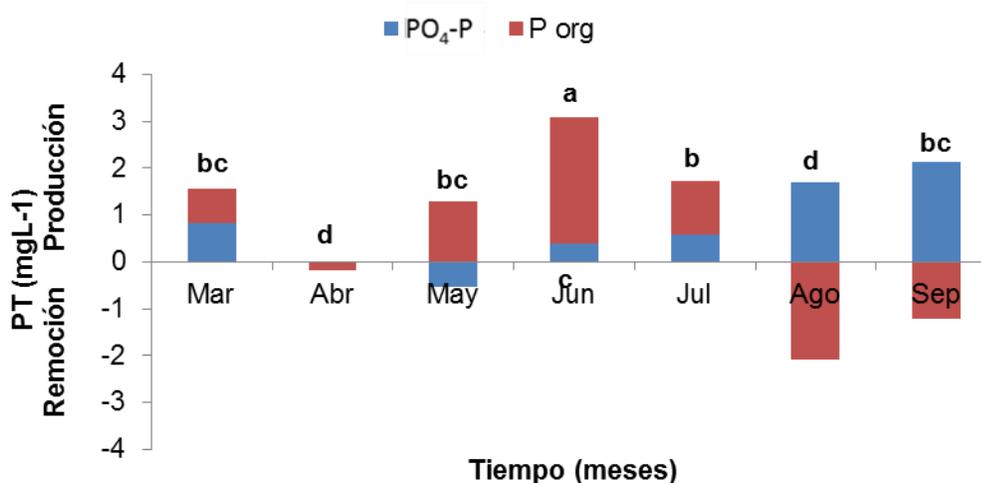


Figura 45. Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento térmico en donde los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000005$) en la concentración de PT en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico entre los meses. La mayor producción de PT se observó en mayo (2.14 ± 0.52 PT mgL^{-1}) y la mayor remoción en agosto (-0.26 ± 0.11 PT mgL^{-1}) (Figura 46).

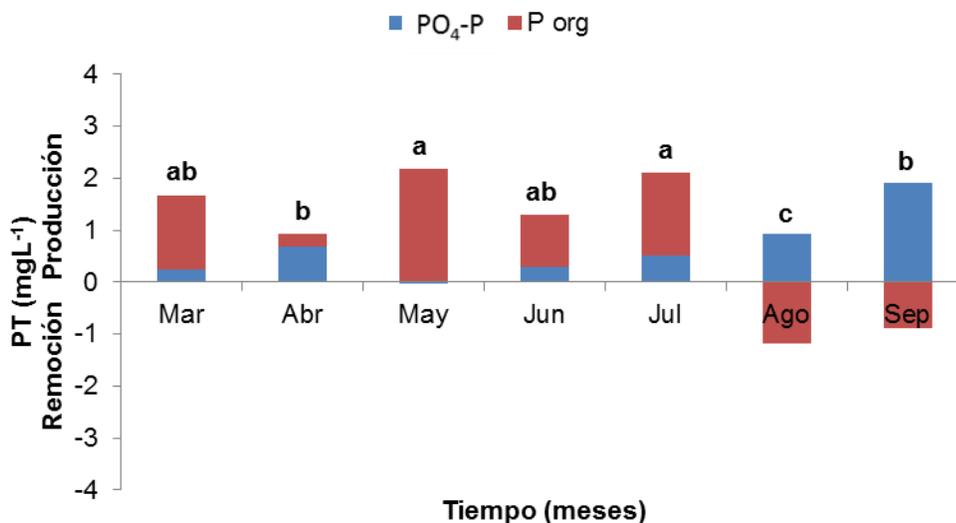


Figura 46. Remoción y producción mensual de fósforo total (PT) representado por las especies químicas del fósforo en los digestores con lodos expuestos a un pretratamiento biológico en donde los suscritos $a>b>c$ indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses.

Se encontraron diferencias significativas entre los pretratamientos ($P=0.0001$) en la concentración de todas las especies químicas de P evaluadas durante cada uno de los meses. Se observaron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$). En el P producido por mineralización entre los pretratamientos en cada uno de los meses. Tanto el $\text{PO}_4\text{-P}$ como el P orgánico representaron un aporte importante en el incremento de la concentración de PT en los digestores. Solamente durante agosto se presentó remoción del PT en todos los pretratamientos (Tabla 26).

Tabla 26. Destino de las especies químicas del fósforo durante cada uno de los meses en cada uno de los pretratamientos.

Mes	Pretratamientos				
Marzo	Control	Alcalino	Mecánico	Térmico	Biológico
Inicio ^A	3.83±0.07 ^b	4.61±0.09 ^a	4.78±0.04 ^a	4.81±0.05 ^a	4.67±0.19 ^a
Mineralización ^{BC}	1.10±0.40 ^{ab}	1.16±0.46 ^a	0.23±0.17 ^b	0.83±0.20 ^{ab}	0.24±0.30 ^b
P orgánico ^{ABC}	1.45±0.28 ^a	-0.97±0.78 ^b	1.59±0.2 ^a	0.73±0.24 ^a	1.41±0.29 ^a
Final ^{AB}	6.38±0.62 ^a	4.80±0.4 ^b	6.60±0.04 ^a	6.37±0.13 ^a	6.33±0.41 ^a
Abril					
Inicio ^C	3.02±0.02 ^a	4.14±0.52 ^a	3.27±0.04 ^{bc}	3.76±0.2 ^{ab}	3.35±0.11 ^{bc}
Mineralización ^{BD}	0.49±0.08 ^a	-0.10±0.07 ^a	0.71±0.13 ^a	-0.01±0.71 ^a	0.68±0.25 ^a
P orgánico ^{CD}	0.81±0.09 ^a	-0.62±0.68 ^b	0.20±0.13 ^{ab}	-0.17±0.85 ^{ab}	0.25±0.41 ^{ab}
Final ^D	4.33±0.19 ^a	3.41±0.20 ^b	4.17±0.17 ^a	3.59±0.16 ^b	4.29±0.19 ^a
Mayo					
Inicio ^C	3.79±0.22 ^b	2.84±0.22 ^c	3.73±0.15 ^b	4.37±0.11 ^a	3.73±0.15 ^b
Mineralización ^D	0.07±0.19 ^a	-0.19±0.12 ^{ab}	0.01±0.03 ^a	-0.52±0.36 ^b	-0.03±0.06 ^{ab}
P orgánico ^A	2.12±0.45 ^a	1.76±0.18 ^{ab}	1.65±0.05 ^{ab}	1.29±0.19 ^b	2.17±0.31 ^a
Final ^{BC}	5.99±0.15 ^a	4.40±0.14 ^c	5.40±0.09 ^b	5.14±0.06 ^b	5.87±0.13 ^a
Junio					
Inicio ^{BC}	3.81±0.05 ^b	2.95±0.16 ^c	4.53±0.14 ^a	3.95±0.15 ^a	3.82±0.19 ^b
Mineralización ^{CD}	0.35±0.62 ^b	0.29±0.13 ^a	-0.08±0.05 ^a	0.40±0.05 ^a	0.30±0.27 ^a
P orgánico ^{BC}	1.17±0.74 ^a	0.38±0.39 ^b	-1.82±0.28 ^c	2.69±0.07 ^a	1.00±0.57 ^b
Final ^{CD}	5.33±0.31 ^b	3.63±0.21 ^c	2.62±0.16 ^d	7.05±0.17 ^b	5.12±0.21 ^b
Julio					
Inicio ^{AB}	3.15±0.17 ^c	4.68±0.34 ^{ab}	4.73±0.17 ^a	5.15±0.15 ^a	4.16±0.14 ^b
Mineralización ^{BC}	0.28±0.20 ^a	0.16±0.03 ^a	0.90±0.41 ^a	0.58±0.23 ^a	0.52±0.61 ^a
P orgánico ^{AB}	3.45±0.22 ^a	0.57±0.38 ^b	0.77±0.48 ^b	1.15±0.60 ^b	1.58±0.90 ^b
Final ^A	6.89±0.07 ^a	5.41±0.21 ^b	6.44±0.17 ^{ab}	6.88±0.55 ^a	6.26±0.61 ^{ab}
Agosto					
Inicio ^A	4.05±0.02 ^d	5.44±0.07 ^a	4.33±0.05 ^c	4.75±0.06 ^b	4.25±0.10 ^c
Mineralización ^B	1.23±0.04 ^b	0.74±0.03 ^d	-0.10±0.09 ^e	1.69±0.05 ^a	0.92±0.02 ^c
P orgánico ^E	-0.97±0.22 ^c	-2.69±0.29 ^a	-0.13±0.02 ^d	-2.09±0.12 ^b	-1.18±0.09 ^c
Final ^D	4.31±0.16 ^a	3.49±0.24 ^b	4.09±0.13 ^a	4.35±0.08 ^a	3.99±0.05 ^a
Septiembre					
Inicio ^C	2.38±0.21 ^d	3.85±0.16 ^{bc}	4.29±0.15 ^a	3.93±0.15 ^{ab}	3.46±0.05 ^c
Mineralización ^A	2.09±0.44 ^{ab}	0.70±0.16 ^c	0.93±0.29 ^{bc}	2.14±0.82 ^a	1.92±0.11 ^{ab}
P orgánico ^{DE}	0.39±0.34 ^a	-0.63±0.37 ^{ab}	-0.17±0.35 ^{ac}	-1.23±0.61 ^b	-0.88±0.09 ^{bc}
Final ^{CD}	4.87±0.06 ^a	3.93±0.08 ^c	5.04±0.08 ^a	4.84±0.08 ^a	4.49±0.08 ^b

Los suscritos en minúsculas a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los pretratamientos para cada uno de los procesos del fósforo; los suscritos en mayúsculas A>B>C representan las diferencias entre los meses para cada uno de los procesos del fósforo.

En la Figura 47 se presenta un esquema del flujo del PT de los diferentes pretratamientos, donde se aprecia en porcentaje de remoción o producción de las diferentes especies químicas del fósforo.

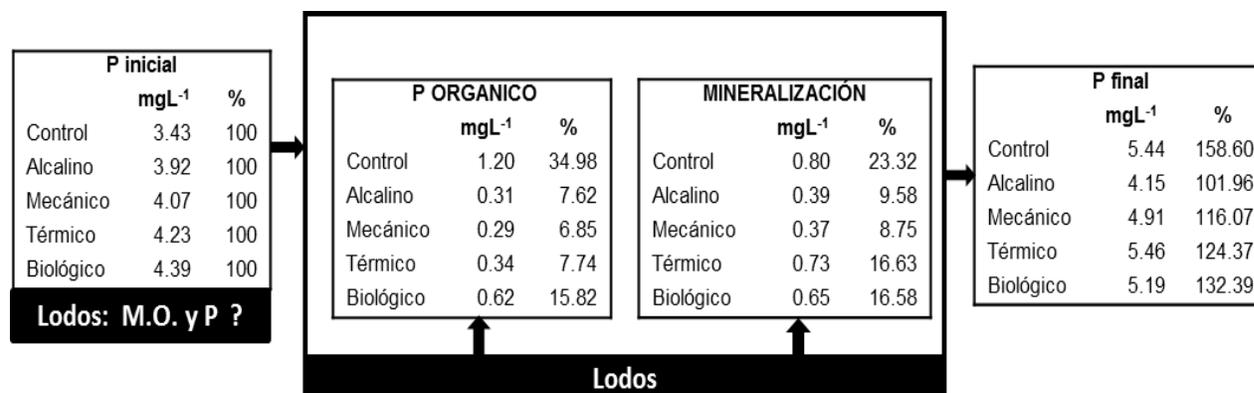


Figura 47. Flujo promedio en porcentaje del fósforo en digestores expuestos a diferentes pretratamientos. Pin: Fósforo inicial, ganancia o pérdida de fósforo en biomasa (P org.); Pg fósforo ganado por mineralización y Pf concentración final de fósforo. Las flechas indican el flujo del fósforo en el digestor. M.O: materia orgánica; P: fósforo.

3.3 Porcentaje de remoción de los sólidos totales (ST)

Se encontraron diferencias altamente significativas en la remoción de ST entre los meses ($P=0.000001$), no observándose diferencias entre los pretratamientos ($P=0.0581$). La mayor remoción se presentó en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico en noviembre (65.5 ± 2.15 %) y la menor en el control en febrero (5.51 ± 2.59 %) (Figura 48 Y 49).

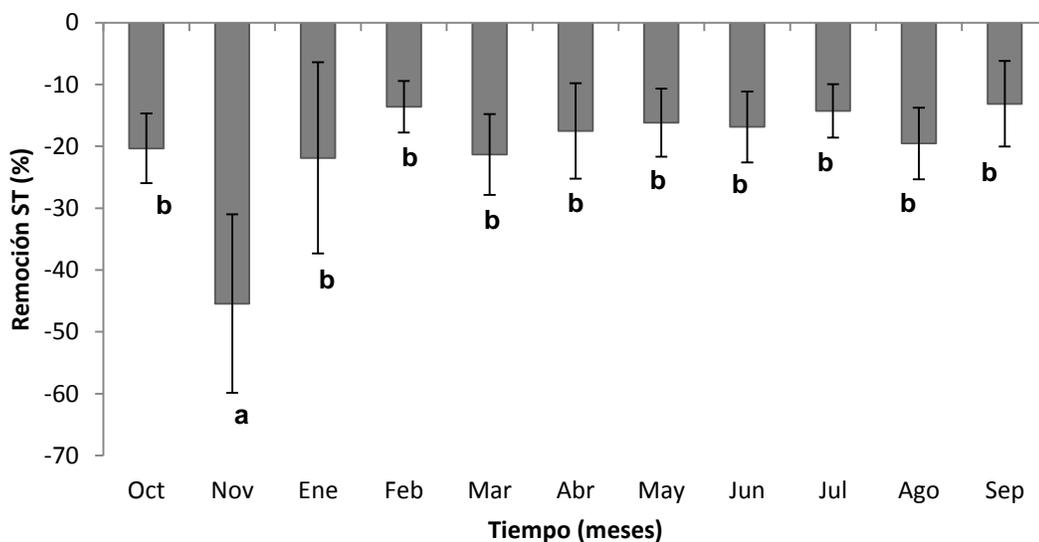


Figura 48. Remoción mensual promedio de ST (%) en los digestores en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses. ST: sólidos totales.

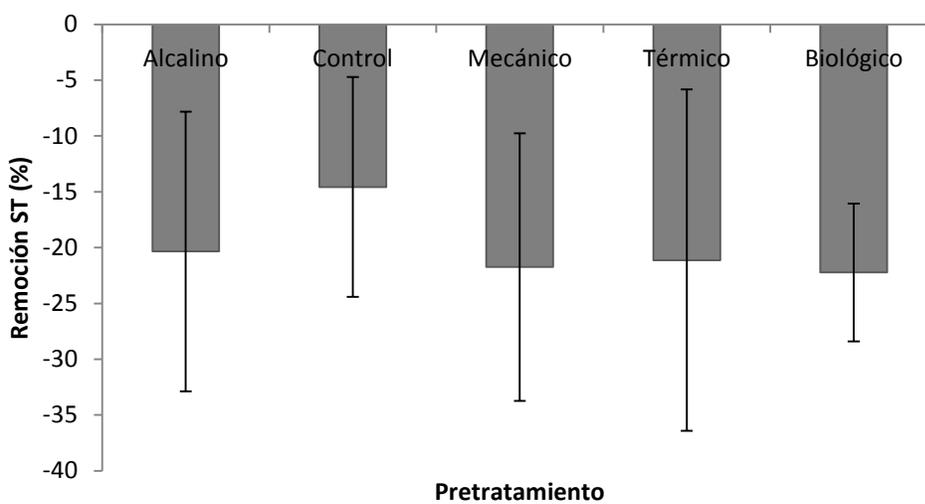


Figura 49. Remoción promedio de ST (%) por tratamiento. ST: sólidos totales.

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) en la remoción de los ST en el control entre los meses, la mayor remoción se presentó en noviembre (28.81%) y la menor en abril (8.02%) (Figura 50 A).

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) en la remoción de los ST en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino entre los meses. La mayor remoción se presentó en enero (46.67%) y la menor en septiembre (7.51%) (Figura 50 B).

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) en la remoción de los ST en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico entre los meses. La mayor remoción se presentó en noviembre (55.24%) y la menor en septiembre (7.98%) (Figura 50 C).

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) en la remoción de los ST en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico entre los meses. La mayor remoción se presentó en noviembre (65.52%) y la menor en enero (7.71%) (Figura 50 D).

Se encontraron diferencias altamente significativas ($P=0.000001$) en la remoción de los ST en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico. La mayor remoción se presentó en noviembre (44.31%) y la menor en septiembre (10.51%) (Figura 50 E).

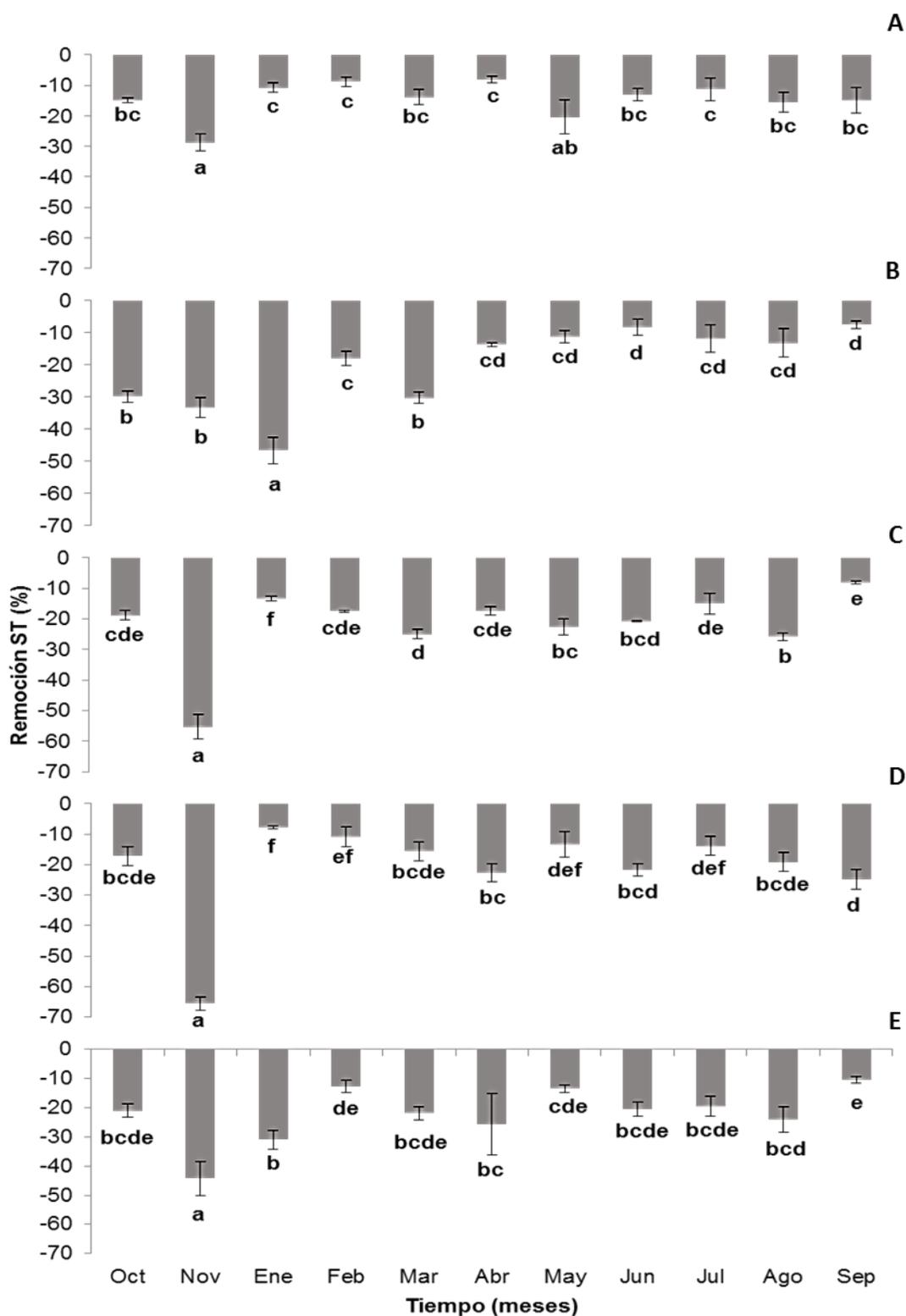


Figura 50. Remoción promedio ST (%) por mes para cada pretratamiento: A) Control; B) Alcalino; C) Mecánico; D) Térmico; E) Biológico) en donde los suscritos a>b>c>d>e>f indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los meses. ST: sólidos totales.

3.3.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, concentración inicial de ST, alcalinidad inicial y pH inicial) sobre la remoción de ST.

Pretratamiento control

El efecto de los factores fisicoquímicos la remoción de los ST (%) en el control no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0103$, $R^2=0.3662$).

Pretratamiento alcalino

El efecto de los factores fisicoquímicos en el arcoseno de la remoción de ST (%) en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino es explicado en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00001$, $R^2=0.6438$). Cuando la temperatura aumentó y la alcalinidad disminuyó, se presentó una mayor tasa de remoción de los sólidos totales. (Tabla 27 y figura 51). La ecuación que describe el efecto de los factores fisicoquímicos en la remoción de los ST en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino es:

$$Y=0.393749+X_3*(0.000202)+X_1*(-0.025553)$$

Tabla 27. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el arcoseno del porcentaje de ST removido por efecto de un pretratamiento alcalino representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	0.393749	0.147002	0.012052
(X ₁) ST inicial (gL ⁻¹)	0.018827	0.010224	0.075806
(X ₂) Temperatura (°C)	-0.025553	0.006999	0.001023
(X ₃) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	0.000202	0.000059	0.001830
(X ₄) pH	-0.014595	0.030632	0.637452

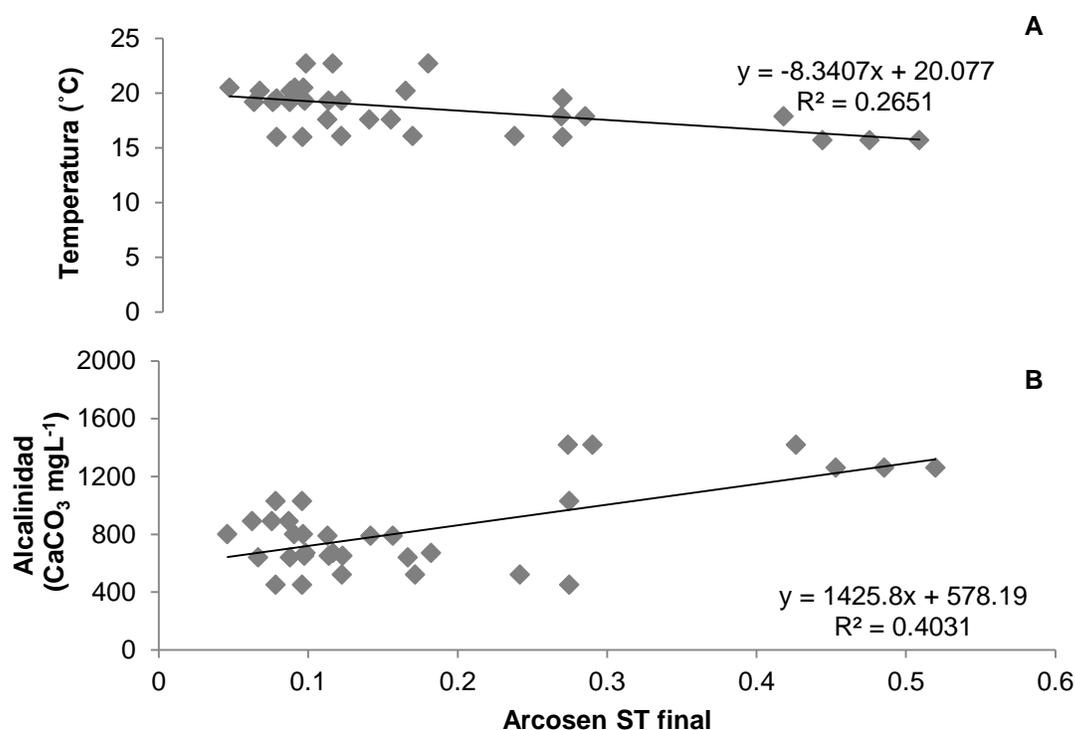


Figura 51. Análisis de regresión de los factores A) Temperatura y B) alcalinidad sobre el arcoseno del porcentaje de ST removidos por efecto de un pretratamiento Alcalino.

Pretratamiento mecánico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la remoción de ST en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0273$, $R^2=0.3144$).

Pretratamiento térmico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la remoción de los ST en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.0074$, $R^2=0.3829$).

Pretratamiento biológico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la remoción de ST en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.1173$, $R^2=0.2248$).

3.4. Producción de biogás

La producción de biogás se presentó en todos los pretratamientos excepto en el alcalino, encontrándose diferencias altamente significativas entre los pretratamientos ($P=0.000001$). El control presentó una producción promedio significativamente menor ($P=0.0001$) al resto de los pretratamientos ($20.24 \pm 7.55 \text{ cm}^3\text{L}^{-1}$), no presentándose diferencias significativas entre el resto de los pretratamientos (Figura 52).

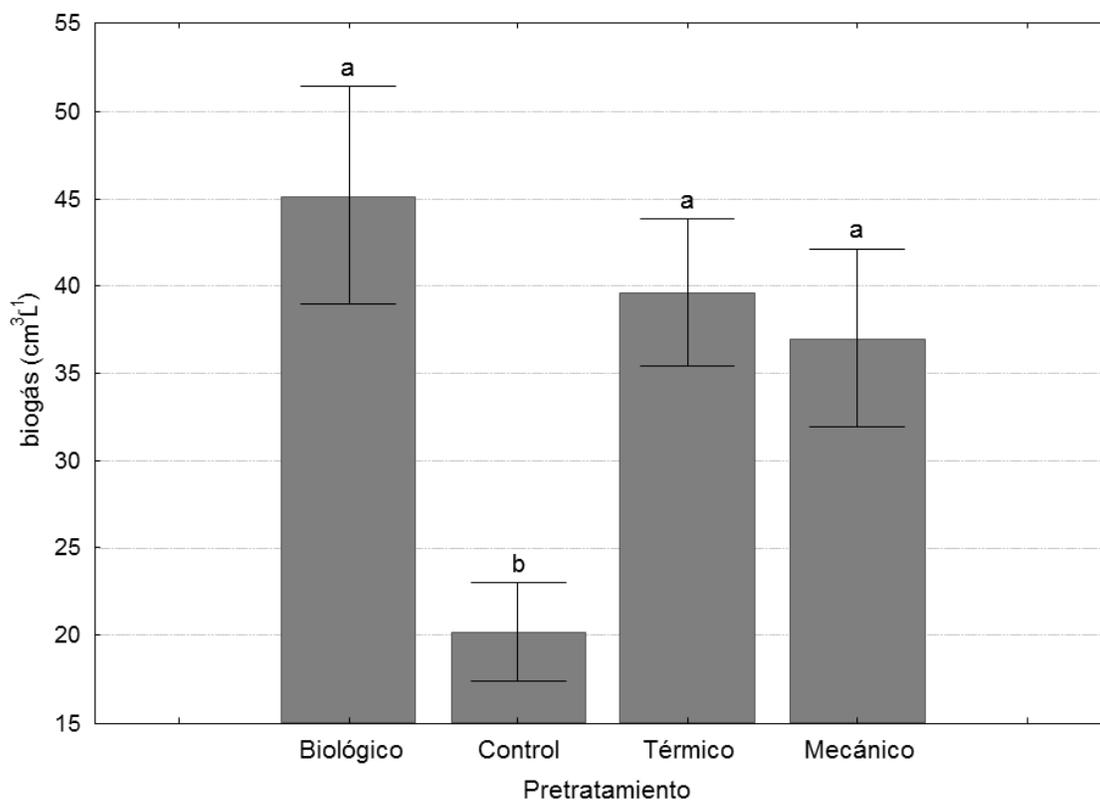


Figura 52. Producción promedio de biogás de los cinco diferentes pretratamientos en donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los pretratamientos.

Todos los pretratamiento presentaron diferencias significativas en la producción de biogás a lo largo de los meses. En el control ($P= 0.00918$), la mayor producción se presentó en junio y julio y la menor en enero. En los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico ($P= 0.0000001$) la mayor producción se observó en junio y julio, y la menor en febrero. En los lodos expuestos a un pretratamiento térmico ($P= 0.000001$), la mayor producción se presentó en junio y la menor en febrero y en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico ($P= 0.000001$) la mayor producción se observó en abril y la menor en marzo (Tabla 28).

Tabla 28. Producción promedio mensual de biogás ($\text{cm}^3 \text{L}^{-1}$) en digestores expuestos a diferentes pretratamientos.

Mes	Pretratamientos			
	Control	Mecánico	Térmico	Biológico
Enero	12.3±2.51 ^b	24.3±4.1 ^{bc}	26.7±5.8 ^{de}	28.3±2.9 ^c
Febrero	14.0±1.73 ^b	21.0±3.6 ^c	23.3±2.9 ^e	26.7±5.8 ^c
Marzo	25.0±13.2 ^a	45.0±5.0 ^a	38.3±2.9 ^{bcd}	21.7±2.9 ^c
Abril	12.5±2.5 ^b	28.3±2.8 ^{bc}	48.3±7.6 ^{ab}	66.7±2.9 ^a
Mayo	20.0±5.0 ^{ab}	46.7±2.8 ^a	45.0±5.0 ^{abc}	55.0±5.0 ^{ab}
Junio	26.7±2.8 ^a	54.0±3.6 ^a	51.7±2.9 ^a	55.0±5.0 ^{ab}
Julio	26.7±2.8 ^a	54.0±3.6 ^a	51.7±2.9 ^a	55.0±5.0 ^{ab}
Agosto	21.7±2.8 ^{ab}	31.7±2.8 ^b	33.3±2.9 ^{cde}	55.0±5.0 ^{ab}
Septiembre	23.3±2.8 ^a	28.3±2.8 ^{bc}	38.3±2.9 ^{bcd}	43.3±2.9 ^b

Los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses por cada tratamiento.

En todos los pretratamientos se encontraron diferencias significativas entre los tres TRH (5, 10 y 15 días). En todos los pretratamientos la mayor producción de biogás fue a los 15 días de TRH (Figura 53 D).

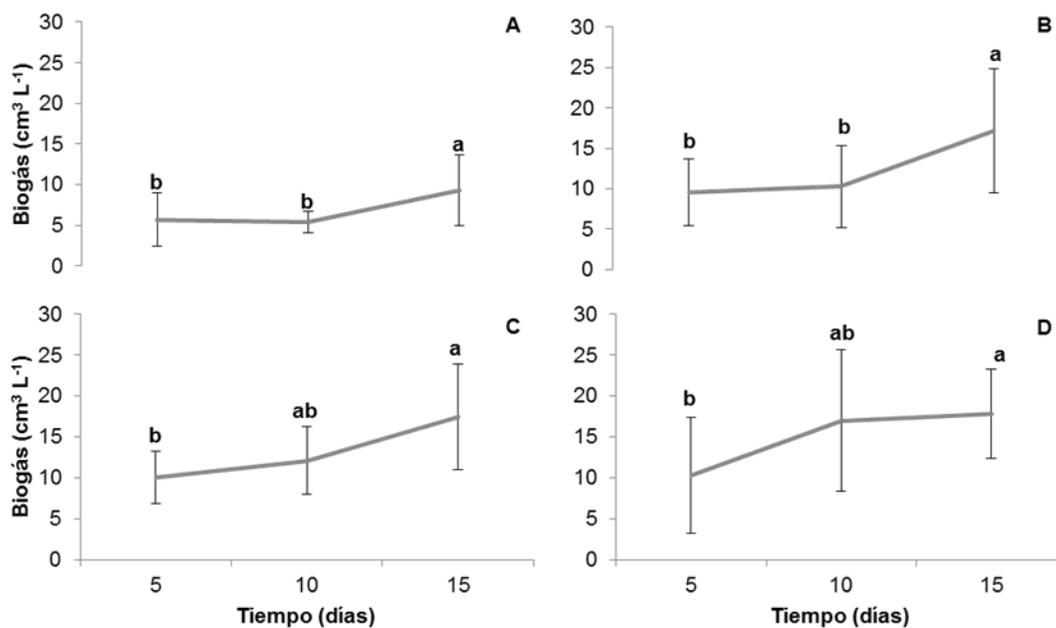


Figura 53. Producción promedio de biogás por periodo de tiempo para el tratamiento de control (A), el mecánico (B), el Térmico (C) y el biológico (D) donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$ entre los pretratamientos).

En el TRH de 5 días se encontraron diferencias altamente significativas en la producción de biogás entre los meses ($P=0.000001$) y entre los pretratamientos ($P=0.000001$). La mayor producción a los cinco días se presentó en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico en abril ($28.0 \pm 2.88 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$) y la menor en el control en abril ($0.5 \pm 0.3 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$) (Figura 54 A).

Al final del TRH de 10 días se encontraron diferencias altamente significativas en la producción de biogás entre los pretratamientos ($P=0.000001$), así como entre los meses ($P=0.000001$). La mayor producción se presentó en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico ($25.0 \pm 5.0 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$) en abril, junio y julio, la más baja en control en enero ($3.66 \pm 1.53 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$) (Figura 54 B).

A los 15 días de TRH se encontraron diferencias altamente significativas en la producción de biogás entre los meses ($P=0.000001$) y los pretratamientos ($P=0.000001$). La producción más alta se presentó en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico en el mes de junio ($27.33 \pm 2.51 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$) y la menor en enero en el control ($4.33 \pm 1.15 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$) (Figura 54C).

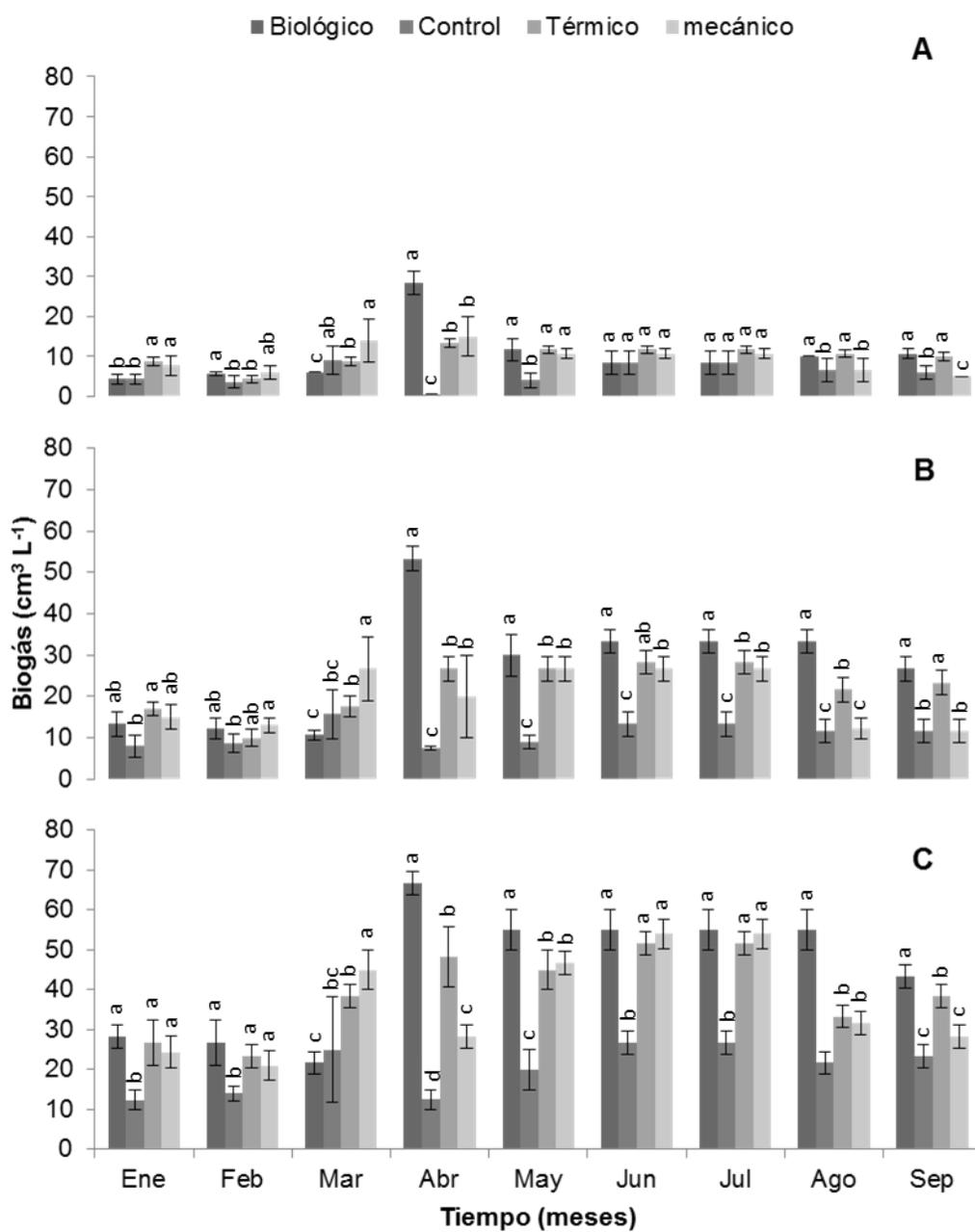


Figura 54. Producción mensual de biogás en los pretratamientos biológico, control, térmico y mecánico a los 5 días (A), 10 días (B) y 15 días (C) en donde los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas entre los pretratamientos.

3.4.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, la concentración inicial ST, el pH inicial y la alcalinidad inicial en la producción de biogás

Pretratamiento Control

El efecto de los factores fisicoquímicos en la producción de biogás en el control no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.1173$, $R^2=0.2248$).

Pretratamiento mecánico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico se explica en el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00001$, $R^2=0.7224$). Conforme aumentó el pH se incrementó la producción de biogás (Tabla 29 y figura 55). La ecuación que describe el efecto de los factores en la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico es:

$$Y = -2.54234 + X_3 * (0.00058)$$

Tabla 29. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores físico-químicos sobre el logaritmo de la producción de biogás (Logaritmo) en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	-2.54234	0.566347	0.000152
(X ₁) Temperatura (°C)	-0.00553	0.012633	0.665725
(X ₂) ST (gL ⁻¹)	0.00690	0.031190	0.826978
(X ₃) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	0.00058	0.000293	0.059056
(X ₄) pH inicial	0.53028	0.070380	0.000000

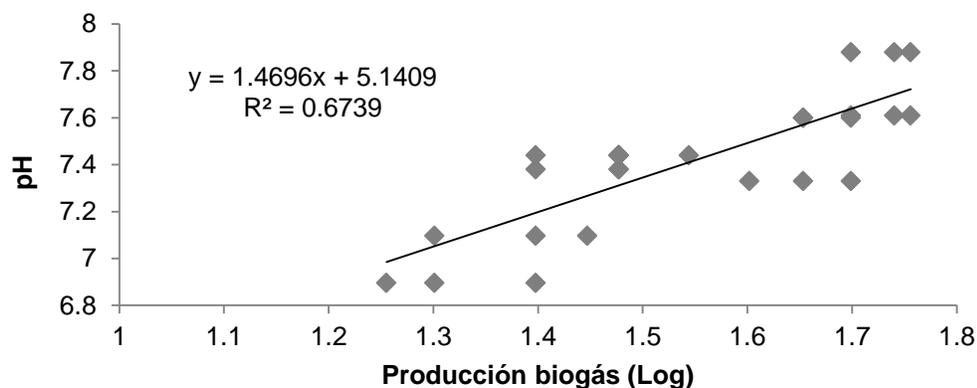


Figura 55. Análisis de regresión del efecto del pH sobre el logaritmo de la producción de biogás por efecto de un pretratamiento mecánico.

Pretratamiento térmico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico se explica parcialmente por el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.00031$, $R^2=0.6007$). Cuando la concentración de ST y la temperatura aumentaron también se incrementó la producción de biogás (Tabla 30 y figura 56). La ecuación que describe el efecto de los factores en la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico es:

$$Y=0.887041+X_2*(0.08059)+X_1*(0.019423)$$

Tabla 30. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	0.887041	0.144092	0.000002
(X₁) Temperatura (°C)	0.019423	0.007383	0.014646
(X₂) ST inicial (gL⁻¹)	0.080590	0.017074	0.000085
(X₃) Alcalinidad (CaCO₃ mgL⁻¹)	0.000168	0.000294	0.574939
(X₄) pH inicial	0.020819	0.095465	0.829381

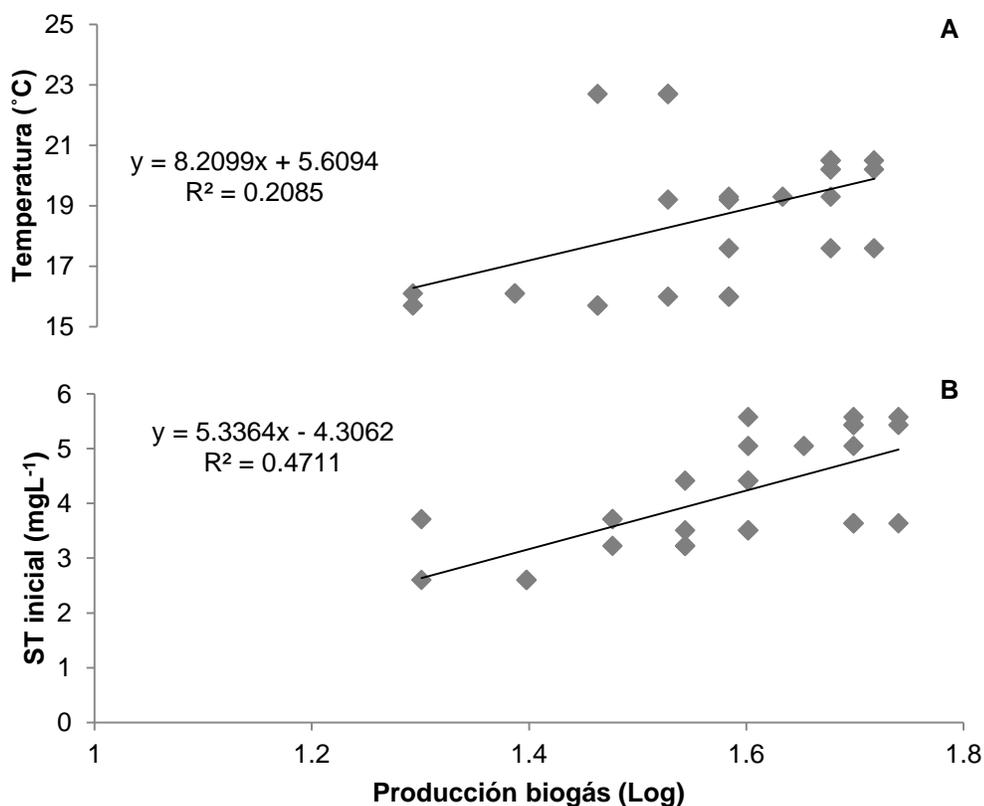


Figura 56. Análisis de regresión lineal del efecto de los factores A) Temperatura y B) ST inicial sobre el logaritmo de la producción de biogás por efecto de un pretratamiento térmico. ST: sólidos totales.

Pretratamiento biológico

El efecto de los factores fisicoquímicos sobre la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico es explicado por el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica la cual representó de mejor forma el comportamiento de los datos ($P=0.0008$, $R^2=0.6407$). Cuando la temperatura y la concentración inicial de ST aumentaron, y alcalinidad disminuyó, se incrementó la producción de biogás (Tabla 31 y figura 57). La ecuación que describe el efecto de los factores en la producción de biogás es:

$$Y=0.657239+X_1*(0.035913)+X_2*(0.069832)+X_3*(-0.000276)$$

Tabla 31. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre el logaritmo de la producción de biogás en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico representado por Y. ST: sólidos totales.

Factores	m	Error Std. de m	Valor P
Intercepto	0.657239	0.174671	0.000958
(X ₁) Temperatura (°C)	0.035913	0.011504	0.004637
(X ₂) ST inicial (gL ⁻¹)	0.069832	0.025132	0.010434
(X ₃) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	-0.000276	0.000338	0.002516
(X ₄) pH inicial	0.001701	0.139019	0.990346

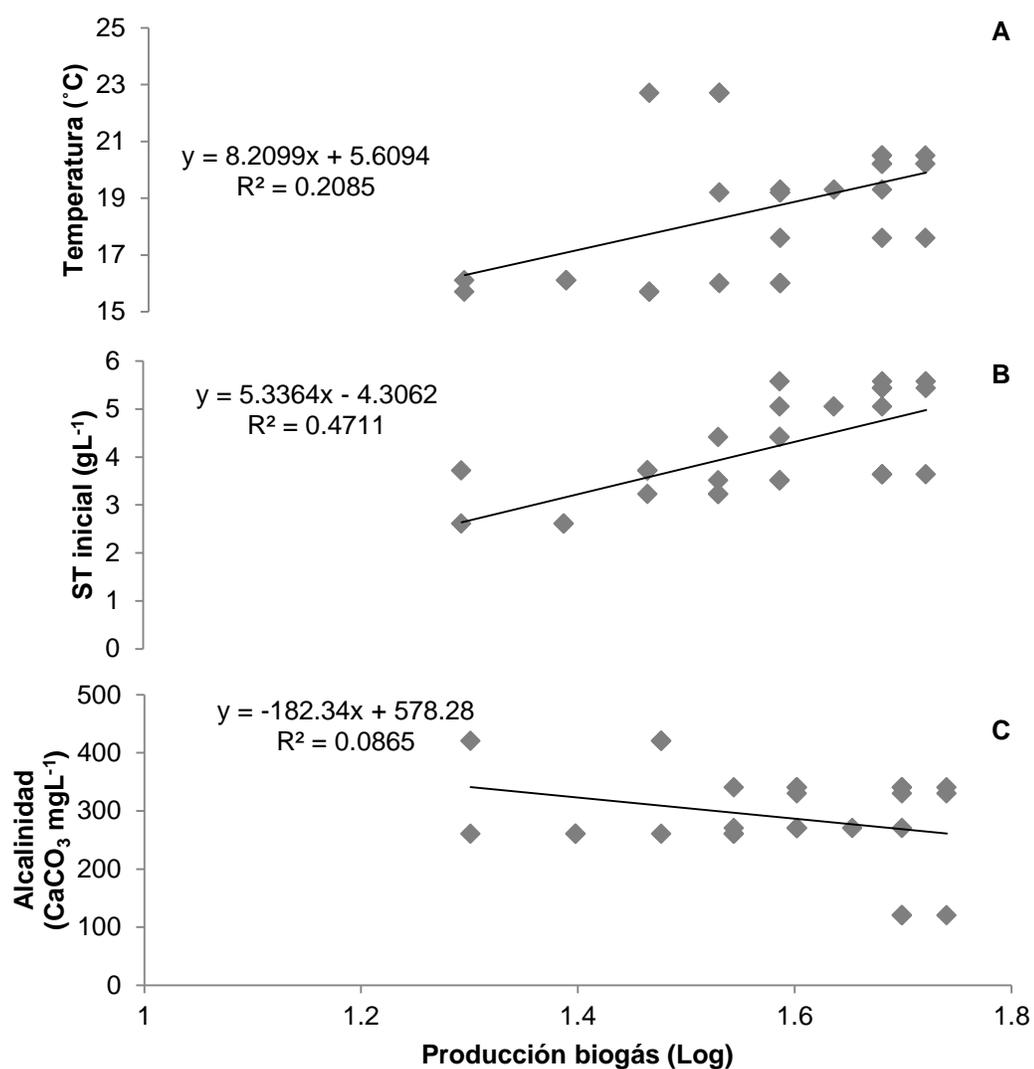


Figura 57. Análisis de regresión lineal del efecto de los factores A) Temperatura; B) ST inicial y C) Alcalinidad sobre el logaritmo de la producción de biogás por efecto de un pretratamiento biológico.

3.5 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅).

Los valores de DBO₅ final a los 15 días del TRH en los pretratamientos y los meses presentaron en su mayoría un incremento en relación a la concentración inicial de DBO₅. Se encontraron diferencias significativas entre los meses ($P=0.001$) y los pretratamientos ($P=0.001$).

La DBO₅ final a los 15 días del TRH fue significativamente menor ($P=0.01$) en el tratamiento biológico (992 ± 532 DBO₅ mgL⁻¹) que en el resto de los pretratamientos entre los cuales no se encontraron diferencias significativas (Figura 58).

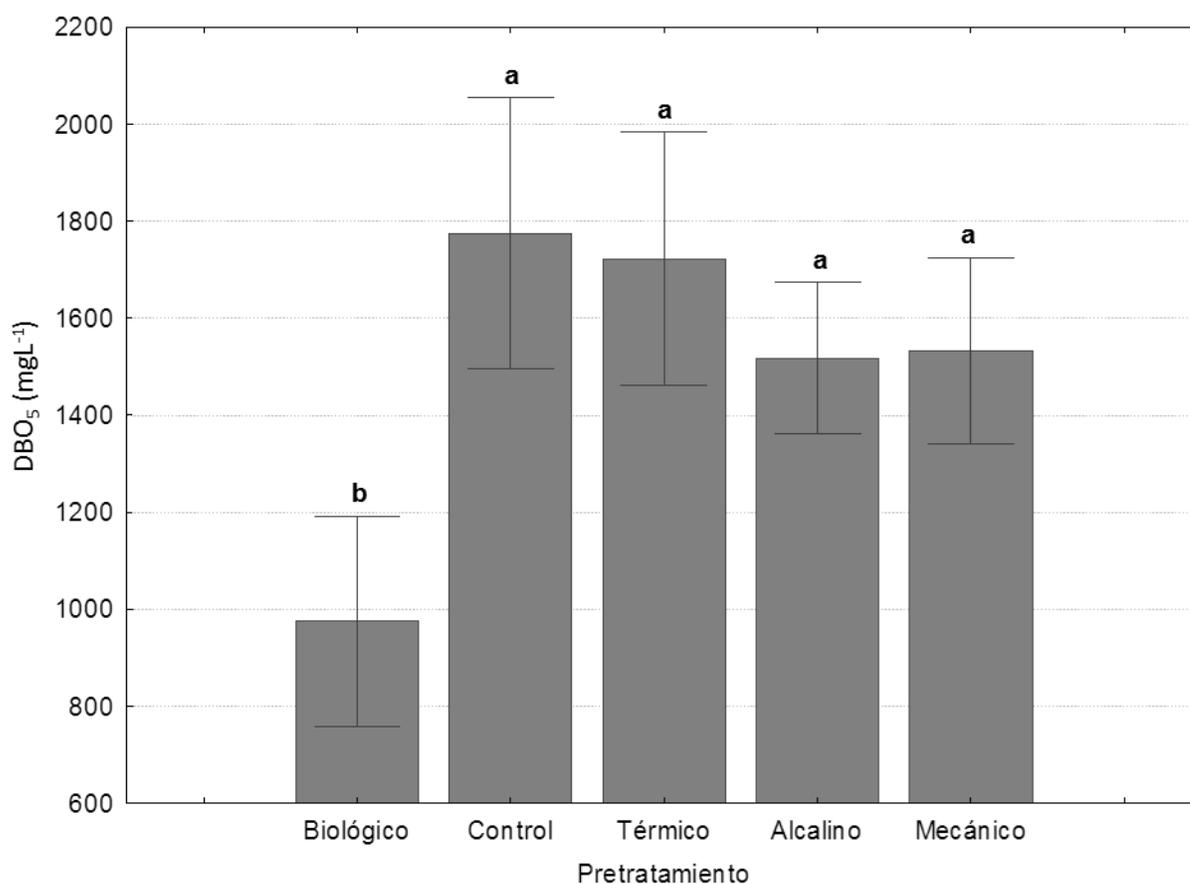


Figura 58. Concentración promedio final de DBO₅ en los diferentes pretratamientos en donde los suscritos a>b indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los pretratamientos.

Se observaron diferencias altamente significativas en la concentración final de DBO₅ entre los meses ($P=0.000001$). La DBO₅ más baja se observó en enero (826 ± 204 DBO₅ mgL⁻¹) y la más alta en marzo (1924 ± 772 DBO₅ mgL⁻¹) (Figura 59).

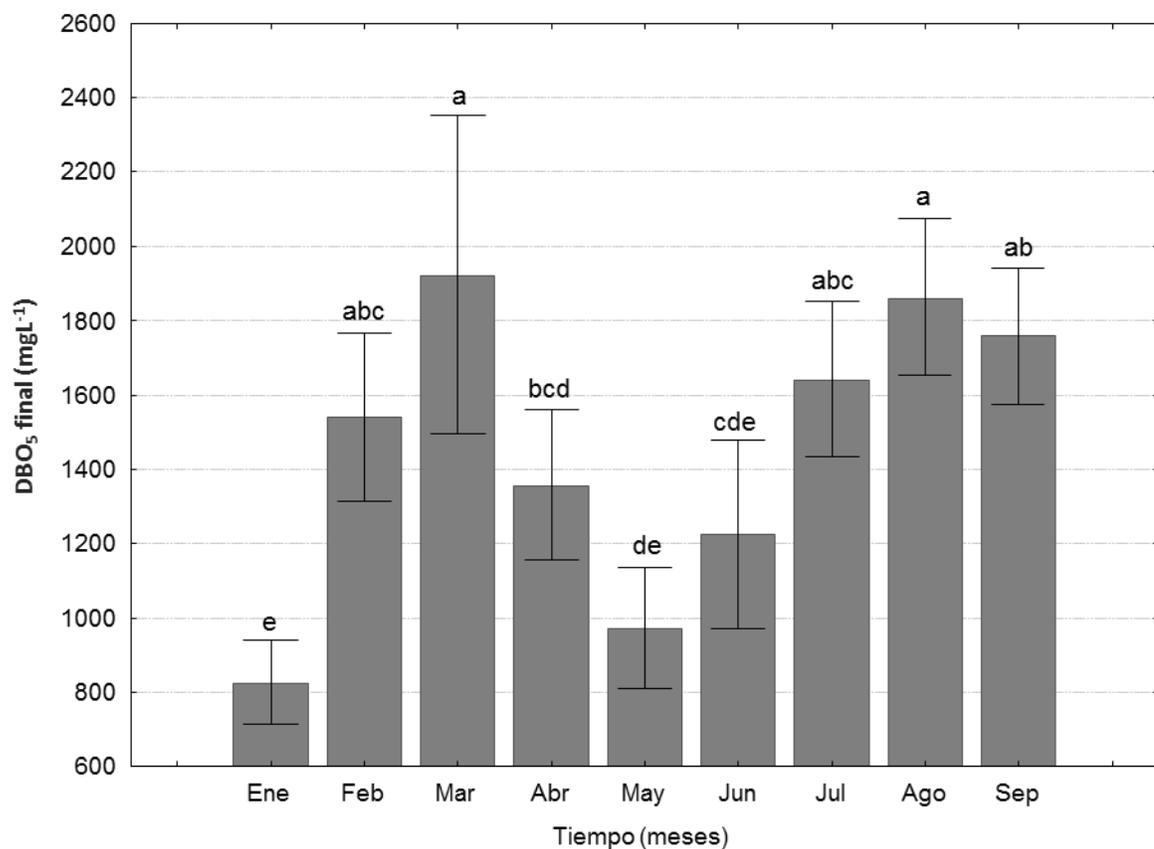


Figura 59. Concentración promedio final de DBO₅ entre los meses en donde los suscritos a>b>c>d>e indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los meses. DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Se encontraron diferencias significativas en la DBO₅ entre los meses ($P=0.001$) y, el TRH ($P=0.001$) en el control. Marzo fue el mes con los valores más altos en la DBO₅ al final de los 15 de TRH ($3,455.83 \pm 899.88$ DBO₅ mgL⁻¹) y la menor se observó al final de los 15 días de TRH en julio ($1,063.33 \pm 351.62$ DBO₅ mgL⁻¹) (Figura 60).

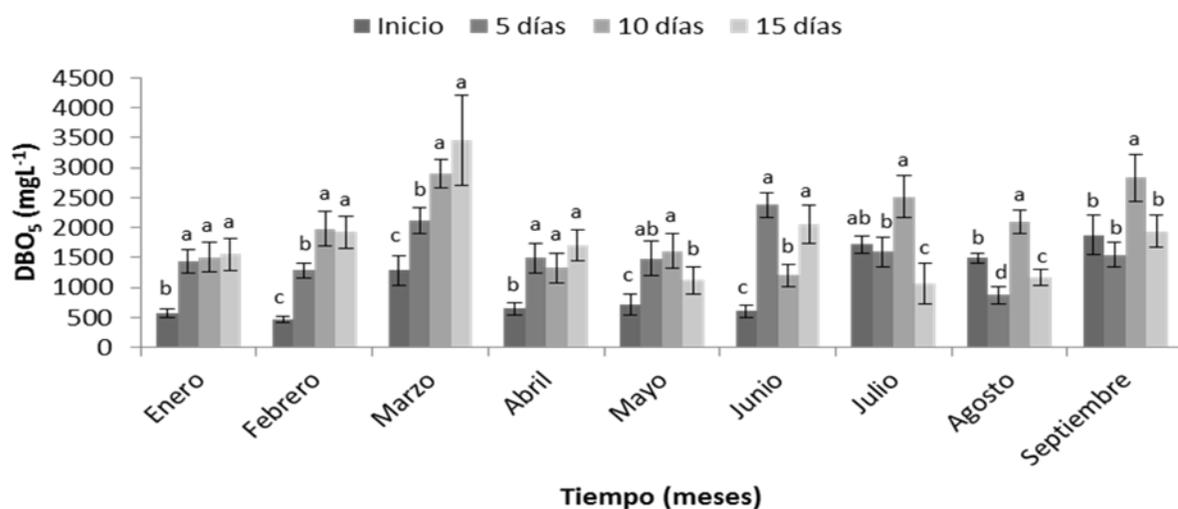


Figura 60. Dinámica de la DBO₅ por efecto de un tratamiento de control al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos a>b>c>d indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes. DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Se encontraron diferencias altamente significativas en la DBO₅ entre el TRH (5, 10 y 15 días) ($P=0.000001$) y los meses ($P=0.0000001$) en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino. La mayor DBO₅ final a los 15 días de TRH se presentó agosto ($2,257.2 \pm 733.74$ DBO₅ mgL⁻¹) y la menor se presentó al final de los 15 días de TRH en enero (863.33 ± 382.39 DBO₅ mgL⁻¹) (Figura 61).

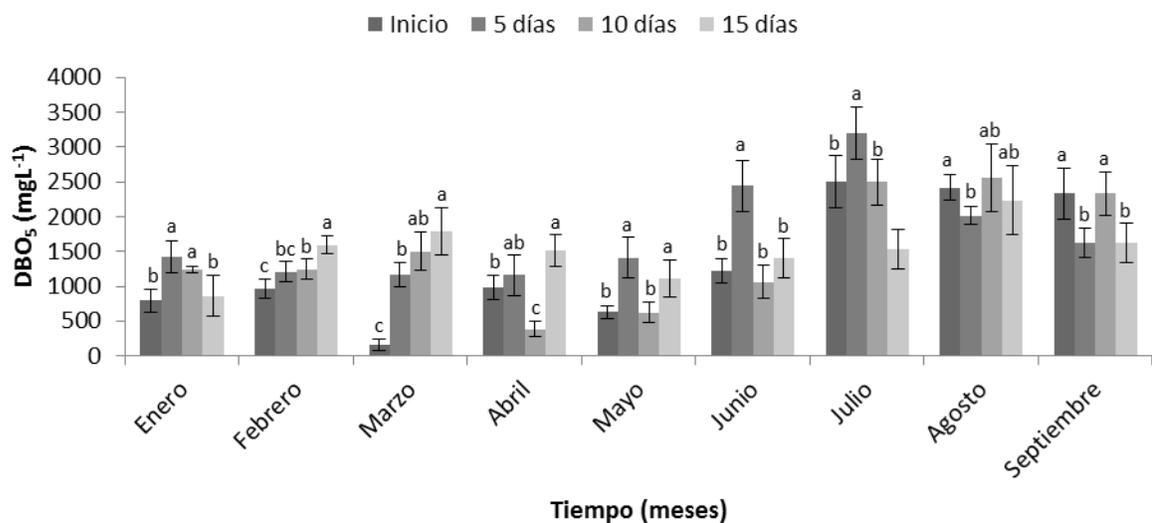


Figura 61. Dinámica de la DBO₅ por efecto de un tratamiento alcalino al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos a>b>c indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes. DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Se encontraron diferencias altamente significativas en la DBO_5 entre los meses ($P=0.000001$), y los TRH ($P=0.000001$) en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico. La mayor DBO_5 final a los 15 días de TRH se presentó en julio ($2,283.33 \pm 385.12$ DBO_5 mgL^{-1}) y la menor al final de los 15 días de TRH se presentó en enero (906.67 ± 192.98 DBO_5 mgL^{-1}) (Figura 62).

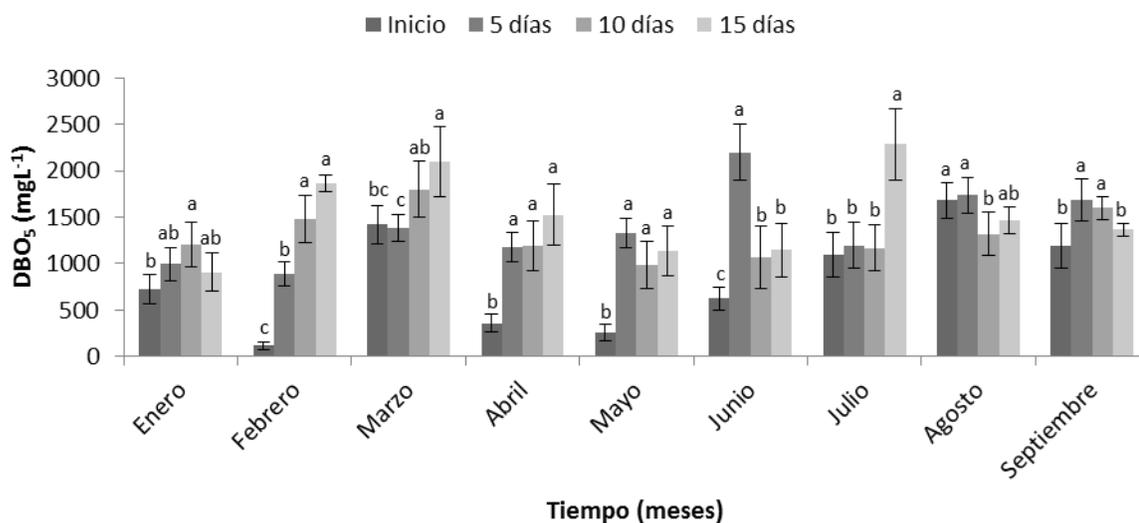


Figura 62. Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento mecánico al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos $a>b>c$ indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Se encontraron diferencias altamente significativas en la DBO_5 entre los meses ($P=0.0000001$) y los TRH ($P=0.0000001$) en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico. La mayor DBO_5 final a los 15 días de TRH se presentó en septiembre ($3,063.17 \pm 567.84$ DBO_5 mgL^{-1}) y la menor a los 15 días de TRH se presentó en mayo (1000.00 ± 257.16 DBO_5 mgL^{-1}) (Figura 63).

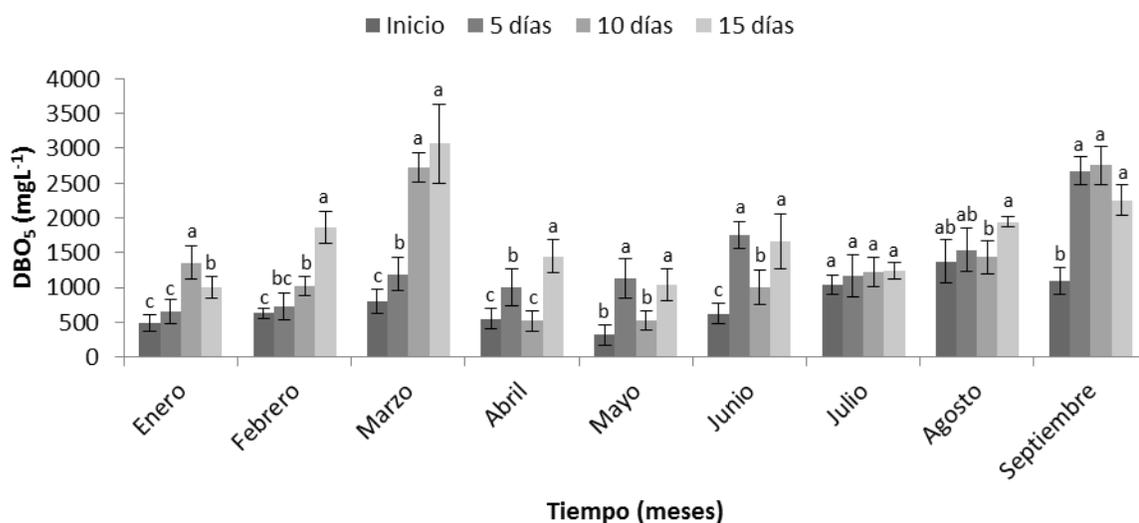


Figura 63. Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento térmico al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos $a>b>c$ indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Se encontraron diferencias altamente significativas en la DBO_5 entre los meses ($P=0.0000001$) y los TRH ($P=0.00464$) en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico. La mayor DBO_5 final a los 15 días de TRH se presentó en septiembre ($1,943.33 \pm 489.38$ DBO_5 mgL^{-1}) y la menor a los 15 días de TRH se presentó en enero (496.67 ± 182.29 DBO_5 mgL^{-1}) (Figura 64).

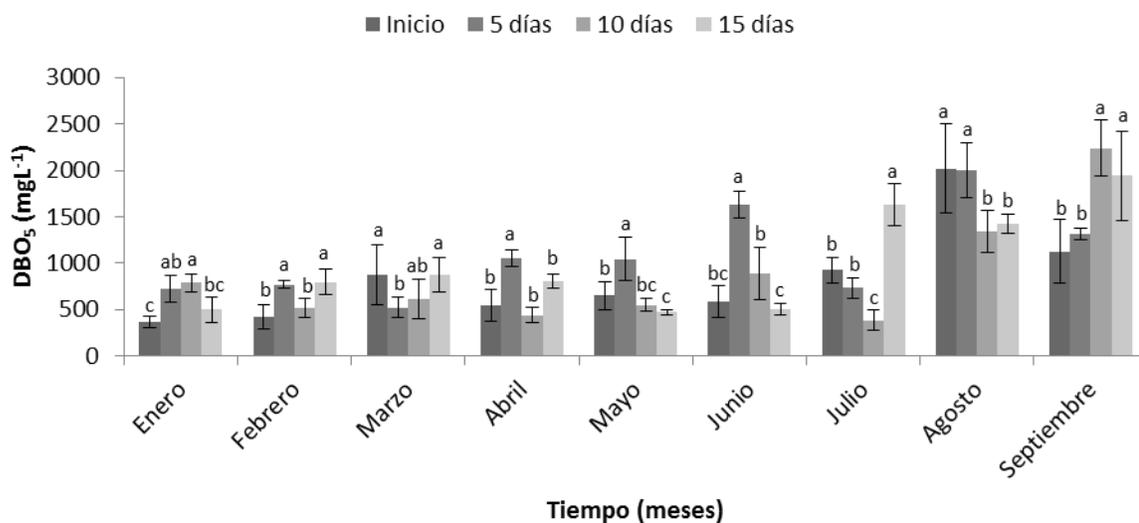


Figura 64. Dinámica de la DBO_5 por efecto de un tratamiento biológico al inicio y a los 5, 10 y 15 días de TRH durante los meses de enero a septiembre en donde los suscritos $a>b>c$ indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre los TRH para cada mes. DBO_5 : demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

3.5.1 Efecto de los factores fisicoquímicos: Temperatura, DBO₅ inicial, alcalinidad inicial y pH inicial sobre la DBO₅ final

Pretratamiento Control

El efecto de los factores fisicoquímicos en la DBO₅ final en el control no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00188$, $R^2=0.5250$).

Pretratamiento Alcalino

El efecto de los factores fisicoquímicos en la DBO₅ final en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00001$, $R^2=0.7865$). Cuando la temperatura y la DBO₅ inicial aumentaron, se incrementó la DBO₅ final, mientras que cuando el pH aumento, la DBO₅ final disminuyó (Tabla 32 y Figura 65). La ecuación que describe el efecto de los factores en la DBO₅ final es:

$$Y=9903.271+X_2*(0.447)+X_4*(-884.379)+X_1*(70.965)$$

Tabla 32. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la DBO₅ final en digestores expuestos a un pretratamiento alcalino (representado por Y). DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	9903.271	1714.390	0.000008
(X₁) Temperatura (°C)	70.965	27.076	0.015601
(X₂) DBO₅ inicial (mgL⁻¹)	0.447	0.084	0.000023
(X₃) Alcalinidad (CaCO₃ mgL⁻¹)	0.499	0.353	0.171614
(X₄) pH	-884.379	179.706	0.000064

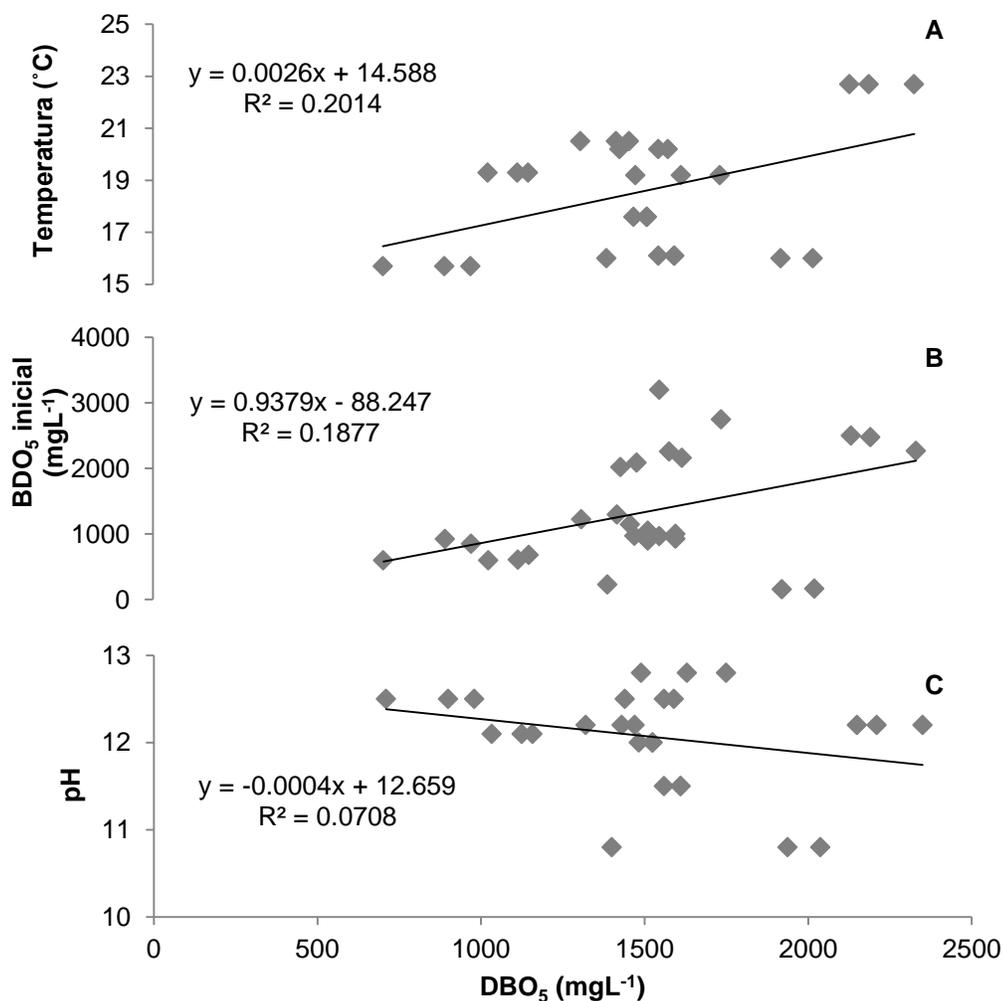


Figura 65. Análisis de regresión del efecto de los factores A) temperatura; B) DBO₅ inicial y C) pH sobre DBO₅ final por efecto de un pretratamiento alcalino. DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Pretratamiento mecánico

El efecto de los factores fisicoquímicos sobre la concentración final de DBO₅ en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico es descrita por el modelo de regresión lineal múltiple ($P=0.00002$, $R^2=0.6958$). Cuando la temperatura y la alcalinidad fueron bajas y la DBO₅ inicial fue mayor, la DBO₅ final también fue mayor. (Tabla 33 y Figura 66). La ecuación que describe el efecto de los factores en la DBO₅ final es:

$$Y=6497.131+X_3*(-6.450)+X_1*(-191.822)+X_2*(0.367)$$

Tabla 33. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores fisicoquímicos sobre la DBO₅ final en digestores expuestos a un pretratamiento de mecánico (representado por Y). DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	6497.131	817.6217	0.000000
(X ₁) Temperatura (°C)	-191.822	35.1326	0.000015
(X ₂) DBO ₅ inicial (mgL ⁻¹)	0.367	0.1173	0.004687
(X ₃) Alcalinidad (CaCO ₃ mgL ⁻¹)	-6.450	0.9733	0.000001
(X ₄) pH	188.655	251.222	0.460640

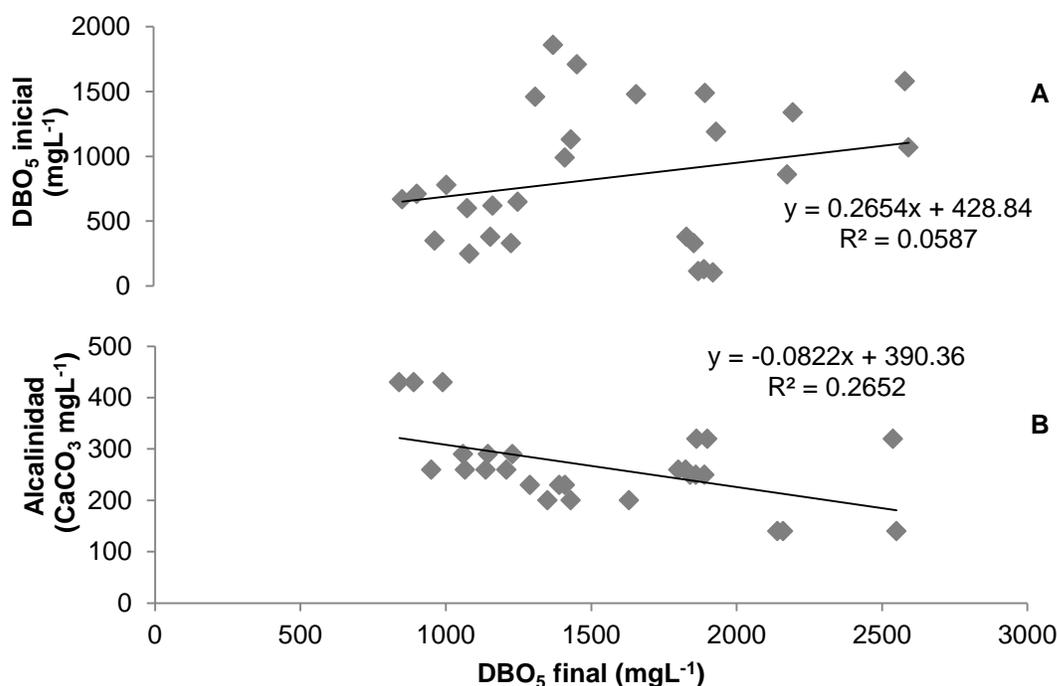


Figura 66. Análisis de regresión del efecto de los factores A) temperatura; B) DBO₅ inicial y C) alcalinidad sobre DBO₅ final por efecto de un pretratamiento de mecánico. DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Pretratamiento térmico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de DBO₅ en los lodos expuestos a un pretratamiento térmico no se explica en el modelo de regresión lineal múltiple ($P < 0.0161$, $R^2 = 0.4117$).

Pretratamiento biológico

El efecto de los factores fisicoquímicos en la concentración final de DBO₅ en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico se explica en el modelo de regresión lineal múltiple, llevándose a cabo una transformación logarítmica para reducir la variabilidad de los valores de la DBO₅ final para su ajuste en el modelo de regresión lineal ($P=0.00002$, $R^2=0.6980$). Cuando la alcalinidad incrementó, disminuyó la DBO₅ final, mientras que cuando la DBO₅ inicial fue alta, también lo fue la DBO₅ final (Tabla 34 y Figura 67). La ecuación que describe el efecto de los factores sobre la DBO₅ final es:

$$Y=3302.086+X_3*(-4.186)+X_2*(0.531)$$

Tabla 34. Valores del análisis de regresión lineal múltiple de los factores físico-químicos sobre el logaritmo de la DBO₅ final en digestores expuestos a un pretratamiento biológico. DBO₅: demanda biológica de oxígeno a los 5 días.

Factores	m	Error Std. de m	P
Intercepto	3302.086	955.9577	0.002155
(X₁)Temperatura (°C)	-86.224	45.6843	0.071791
(X₂) DBO₅ inicial (mgL⁻¹)	0.531	0.1862	0.009043
(X₃) Alcalinidad (CaCO₃ mgL⁻¹)	-4.186	1.0579	0.000626
(X₄) pH	0.182	0.1727	0.303687

Capítulo 4. Discusión

4.1 Fracción disuelta

4.1.1 Factores fisicoquímicos

Tanto en estanques abiertos como en fotobiorreactores cerrados, el cultivo de algas requiere la consideración de numerosas condiciones ambientales. Los factores ambientales tales como la temperatura, la luz, el pH así como la concentración de nutrientes tienen un efecto en la fotosíntesis, la tasa de crecimiento de las microalgas, la actividad metabólica y la composición celular (Bjorrrisen, 1988; Wang *et al.*, 2010a; Juneja *et al.*, 2013).

Temperatura

La temperatura es indudablemente uno de los factores más importantes en el control del crecimiento de muchas especies de microalgas (Latala, 1991; Juneja *et al.*, 2013). En la mayoría de las especies de microalgas del orden Chlorococcales, el intervalo óptimo de crecimiento se encuentra entre los 20 y 30°C (Felföldy, 1961; Jankowski, 1964). De igual forma, en temperaturas que favorecen un óptimo crecimiento, un incremento en la temperatura puede tener un efecto positivo en la actividad fotosintética y en la división celular (Li, 1980). La temperatura en el fotobiorreactor varió a lo largo del día así como durante las diferentes estaciones del año, fluctuando entre 12.8°C en enero a 25.7°C en octubre. En este intervalo de temperaturas, las especies de microalgas más abundantes en el fotobiorreactor fueron: *C. vulgaris* y *S. obliquus* que mostraron una alta tolerancia a las variaciones diurnas y estacionales de temperatura. Voltolina *et al.* (2005), en un cultivo semicontínuo de *S. obliquus* usando un efluente artificial y expuesto a un fotoperiodo de 14:10 de luz:oscuridad con un ciclo diario de temperaturas de 17 a 25.5°C, obtuvieron un crecimiento en biomasa y una absorción de N inorgánico cercana al 10% diario. En un cultivo a cielo abierto bajo condiciones ambientales de luz y a un intervalo de temperaturas entre 12.4 y 23.1°C se observaron altas tasas de producción en diversas especies de la clase chlorophyceae (350 mm³L⁻¹) (Barrera *et al.*, 2008). Algunas microalgas del género *Scenedesmus* presentan una alta tolerancia a un amplio intervalo de temperaturas, ya que pueden sobrevivir en temperaturas cercanas al punto de congelación hasta su rango óptimo entre 20 y 30°C. Esto concuerda con la tendencia mostrada por *S. obliquus* en el experimento, ya que durante gran parte del año fue la especie más abundante en el fotobiorreactor. En contraste, algunas microalgas del género *Chlorella*, entre ellas una de las más abundantes, *C. vulgaris*, muestra una menor tolerancia a temperaturas menores a los 14°C (Latala, 1991), con un óptimo crecimiento a 26°C (Kessler, 1985). Las temperaturas

observadas en el fotobiorreactor durante todo el año fueron adecuadas para el crecimiento de ambas especies.

La sucesión de microalgas en un fotobiorreactor está influenciada por la disponibilidad de nutrientes, el pastoreo, parasitismo, irradiancia y temperatura, donde la disponibilidad de nutrientes es la variable más fácil de controlar (Roelke *et al.*, 1999). *S. obliquus* presenta una alta capacidad de adaptación a condiciones de estrés ocasionadas por la variabilidad diurna de la temperatura, irradiancia y pH, además de poseer la capacidad de asimilar N en forma de NAT y NO₃-N (Palmet, 1994), lo que le permitió ser la especie dominante durante gran parte del año, siendo *C. vulgaris* la segunda especie en abundancia dentro del fotobiorreactor. La razón por la cual pudo coexistir con *C. vulgaris* se debe a la habilidad de ambas para usar diferentes sustratos como fuente de nitrógeno. Aun cuando ambas especies son Cloroficeas y presentan un metabolismo muy similar, hay evidencias de una mayor tasa de absorción de carbono y una mayor tasa de crecimiento en presencia de NAT (Samejima y Myers, 1958; Thomas *et al.*, 1976); mientras que en *Scenedesmus obtusilusculus* utiliza indistintamente NH₄-N o NO₃-N en irradiancias entre 50 y 180 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$, mientras que a irradiancias más altas (300 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$) aumenta su preferencia por en NH₄-N (Larsson *et al.*, 1985). Por lo cual asumimos que *S. obliquus* uso NO₃-N mientras *C. vulgaris* uso NAT, lo que permitió que coexistieran a lo largo de año. El cambio en la composición de la comunidad microalgal en el fotobiorreactor se asoció a una dilución del efluente a consecuencia de las altas precipitaciones que se presentaron en los meses de invierno (diciembre, enero y febrero). En estos meses se observó en el fotobiorreactor una disminución en la concentración de NO₃-N, lo que propicio un cambio en la dominancia de las dos especies más importantes en el fotobiorreactor. En los meses de invierno se observaron bajas concentraciones de NAT y NO₃-N, lo que propicio las condiciones para que la densidad de *C. vulgaris* comenzara a incrementarse. Esto se debió a que aun cuando la concentración de N disponible era baja, fue más fácilmente asimilada por esta especie, que por *S. obliquus* que fue desplazada y dejó de ser la especie dominante.

Luz

En el cultivo de microalgas, la eficiencia fotosintética que es la conversión de la energía solar en energía química y la que a su vez se acumula en forma de biomasa, es crucial para determinar la productividad (Amaro *et al.*, 2011; Singh *et al.*, 2011). Las microalgas, principalmente las planctónicas, son capaces de adaptarse rápida y activamente a diferentes condiciones de luz, sin embargo hay respuestas especie-específicas. Cuando la intensidad de luz se incrementa, de igual forma incrementa la tasa de división celular aumentando la biomasa, hasta llegar al punto de saturación de luz y posteriormente se produce

fotoinhibición (Gordillo *et al.*, 1998; You y Barnet, 2004) así como una inactivación de las enzimas involucradas en la fijación del CO₂ (Iqbal y Zafar, 1993). Para una gran variedad de microalgas, el punto de saturación de luz para el crecimiento se encuentra entre 40 y 100 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Chan, 1978; Durbin, 1974; Paasche, 1968; Latala, 1991). En algunas especies, el rango de luz antes de llegar a la saturación puede ser de hasta 120-600 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Holt y Smayda, 1974; Sorokin y Krauss; 1958; Durbin; 1974; Chan; 1978; Jitts *et al.*, 1964). En este trabajo, la intensidad de luz en los sistemas de fotobiorreactor osciló entre 360 - 1800 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ la cual tuvo un efecto significativo sobre la concentración celular de *C. vulgaris* y en consecuencia sobre la concentración celular en el fotobiorreactor. En el fotobiorreactor se observó una mayor concentración celular a irradiancias altas, disminuyendo conforme la irradiancia disminuía. Esta tendencia también fue observada por Doucha y Lívanský (2006), en cultivos de *Chlorella* sp. en fotobiorreactores abiertos, donde obtuvieron tasas de crecimiento que respondían en forma lineal con el incremento de la energía solar durante el día, con producciones alrededor de 40 gL⁻¹ de peso seco. Ramos-Chávez (2014), observó que al exponer a *C. vulgaris* a condiciones naturales de luz, la tasa de crecimiento fue menor a la que registrada en condiciones controladas. Sin embargo, las concentraciones de células obtenidas bajo condiciones naturales en este trabajo mostraron una producción considerable (4×10^6 Celml⁻¹). La exposición a un fotoperiodo natural, la circulación en el fotobiorreactor y la profundidad de la columna de agua en el fotobiorreactor, permitieron obtener altas densidades en nuestro experimento.

pH

El pH es un factor que afecta muchos de los procesos relacionados con el crecimiento y el metabolismo de las microalgas, incluyendo la disponibilidad de iones en el medio y su asimilación por parte de las microalgas (Borowitzka y Borowitzka, 1988). En general, el pH en los fotobiorreactores se incrementa como resultado de los procesos fotosintéticos debido a la absorción de iones y el consumo de CO₂ por las microalgas al usarlo como una fuente de carbono inorgánico (Ai *et al.*, 2008). El consumo del CO₂ implica la disminución de los iones HCO₃⁻¹ y H⁺, lo que genera un aumento en la concentración de los iones CO₃⁻² y OH⁻ (Steeman Nielsen, 1975; Becker, 1994; Chen y Durvin, 1994) y como consecuencia se observa un aumento en el pH en el fotobiorreactor.

En la mayoría de especies de microalgas que son cultivadas, el pH se debe mantener en un intervalo entre 8 a 9, con un óptimo de 8.2 - 8.7 (Lavens y Sorgeloos, 1996). En este estudio, los intervalos de pH inicial de los efluentes fueron cercano a la neutralidad (7.2 a 7.8) incrementándose al final de la etapa de cultivo a valores superiores a 8.5 en la mayoría de los meses.

Este cambio del pH se debió al consumo del CO_2 en el efluente y a la posterior liberación de iones OH^- y aumento en la concentración de ion CO_3^{-2} que provocaron un aumento en el pH (Prins y Elzenga, 1989). En efluentes de un cultivo hiperintensivo de tilapia tratados con dos cepas de microalgas (*Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus obliquus*), se observó un incremento en el pH asociado a la productividad algal (Ramos-Chávez, 2014).

Alcalinidad

La alcalinidad está asociada con el balance iónico del sistema CO_2 -carbonatos (Stumm y Morgan, 1996). En los fotobiorreactores y en general en los cultivos de microalgas se presenta un incremento en la alcalinidad debido a que éstas utilizan el CO_2 como fuente de carbono, modificando las concentraciones de CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-} , H^+ y OH^- del sistema CO_2 -carbonatos que determinan el pH en el agua. Al incrementarse el pH, las concentraciones de HCO_3^- y CO_2 disminuye y de CO_3^{2-} aumentan (Steeman Nielsen, 1975). En este experimento, tanto el pH como la alcalinidad se incrementaron en cada corrida, esta tendencia se presentó en cada uno de los doce meses y su fluctuación estuvo directamente relacionada a los recambios de agua. La alcalinidad fluctuó entre 86-330 $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, lo que le confirió al efluente una alta capacidad amortiguadora. El aumento en la alcalinidad se relacionó con el consumo de NO_3^- -N, y el CO_2 disponible en el efluente. Se requieren 3.13 g de carbonato de calcio o equivalentes (alcalinidad) para consumir 1 g de NAT, mientras que la remoción de 1 g de NO_3^- -N produce 4.02 g de alcalinidad (Stumm y Morgan, 1996). Valores similares a los observados en nuestro estudio fueron reportados para cultivos de microalgas de las clases Chloroficeae (*Polytomella* sp. y *Polytoma tetraolare*) y Cyanoficeae (*Arthrospira platensis* y *A. jenneri*) donde la temperatura varió entre de 15.2 a 21.5 °C con un pH ligeramente alcalino al final del cultivo (7.71) e incrementos en la alcalinidad de entre 150 a 300 $\text{CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$ (Barrera *et al.*, 2008). La alcalinidad observada en este experimento resultó adecuada para el crecimiento celular de las microalgas identificadas en el fotobiorreactor.

4.1.2. Nutrientes

El N y el P son considerados macronutrientes importantes para el crecimiento y metabolismo de las algas. El N es un elemento fundamental en la formación de proteínas y ácidos nucleicos. Por otra parte, el P es una parte integral de moléculas esenciales como el ATP, el cual es el portador de energía en las células, además de ser parte de la columna vertebral del ADN y ARN, así como componente clave de los fosfolípidos (Juneja *et al.*, 2013). Tanto la concentración de nutrientes como la limitación de alguno de

ellos pueden afectar la tasa de crecimiento así como cambios en la composición bioquímica de las algas (Borowitzka y Borowitzka, 1990).

Remoción de nitrógeno amoniacal total (NAT)

La rápida remoción del NAT en el fotobiorreactor puede ser asociada a dos procesos distintos: 1) la preferencias de las microalgas por el NAT sobre $\text{NO}_3\text{-N}$ como fuente de nitrógeno, esto se asocia a que no necesita ser reducido en el proceso de asimilación, lo que significa un menor gasto de energía para ser convertido a N orgánico (Maestrini *et al.*, 1986; Oh-Hama y Miyachi, 1992); 2) la inhibición de la enzima nitrato reductasa en la absorción de $\text{NO}_3\text{-N}$ por la presencia de NAT (Dortch, 1990).

Debido a la baja concentración de NAT en los efluentes, la rápida asimilación y un periodo de cultivo de tan solo 5 días, la temperatura, la irradiancia, el pH y la alcalinidad no mostraron tener un efecto significativo en la remoción del NAT en el fotobiorreactor. En el tratamiento de aguas residuales con *Chlorella* sp. en cultivos estáticos con una concentración inicial de 32.2 a 33.4 $\text{NH}_4\text{-N mgL}^{-1}$, mantenidos a una temperatura $25\pm 2^\circ\text{C}$ y una Irradiancia de $200 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ se reportaron remociones del 74.7 al 82.4 % del $\text{NH}_4\text{-N}$ posterior a 9 días de tratamiento (Wang *et al.*, 2010a). Mientras que en efluentes de un cultivo de tilapia en SRA tratados con *Chlorella* sp. y *Scenedesmus* sp. con una concentración inicial de 24 mg NAT L^{-1} se presentaron eficiencias de remoción de NAT del 92.3 y 98%, respectivamente después de 14 días de cultivo (Guerrero-Cabrera *et al.*, 2014). Altas remociones de NAT en efluentes de un cultivo de tilapia en SRA con bajas concentraciones iniciales de entre 0.40 a 0.37 mgL^{-1} fueron reportadas por Ramos-Chávez (2014), con una eficiencia de remoción del 100% para *C. vulgaris* y *S. obliquus* cultivadas en garrafones de 17 L, en condiciones controladas de luz ($7,500 \pm 400 \text{ Lux}$) y temperatura ($20 \pm 0.6^\circ\text{C}$) durante 17 días con diluciones del 30% cada tres días. En este experimento, la concentración inicial de NAT fue diferente en cada uno de los meses en que se realizaron los bioensayos. En la mayoría de los meses, el NAT disponible en el efluente se removió con una eficiencia del $80.9\pm 12.5\%$ en las primeras 48 horas. Las remociones reportadas en este trabajo indican una alta eficiencia de las especies de microalgas identificadas en el fotobiorreactor, las cuales en un corto periodo de tiempo (5 días) lograron remover casi en su totalidad el NAT disponible en el fotobiorreactor. El NAT que se detectó después de las 48 horas se debió a la liberación constante de amonio de los sólidos presente en el efluente (amonificación) sedimentados en el fondo del fotobiorreactor.

Remoción de Nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$)

El $\text{NO}_2\text{-N}$ es un producto intermedio del metabolismo de $\text{NO}_3\text{-N}$, el cual es utilizado como una fuente de N por los organismos que son capaces de crecer en medio con $\text{NO}_3\text{-N}$ como única fuente de N (Cresswell y Syrett, 1982; Florencio y Vega, 1983). Los $\text{NO}_2\text{-N}$ también han sido reportados como un inductor secundario de la nitrato reductasa, por lo que su presencia dentro del cultivo puede resultar benéfica ya que favorecen la remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Schloemer y Garrett, 1974). En este experimento, la concentración final de $\text{NO}_2\text{-N}$ no se vio influenciada por ningún factor fisicoquímico. Los resultados obtenidos en el fotobiorreactor mostraron producción y remoción de $\text{NO}_2\text{-N}$ a lo largo del experimento. Ramos-Chávez (2014) en un cultivo estático no axénico de *C. vulgaris* y *S. obliquus* utilizando efluentes crudos de un cultivo de tilapia provenientes de un SRA, observó un incremento en la concentración de $\text{NO}_2\text{-N}$ a lo largo de cada ensayo. En el proceso de asimilación de $\text{NO}_3\text{-N}$ por las microalgas se producen diversos compuestos intermediarios entre ellos $\text{NO}_2\text{-N}$, el cual se excretan en el agua principalmente por difusión (Bjorrisen, 1988), incrementando así su concentración en el agua. La producción de $\text{NO}_2\text{-N}$ también se puede asociar a que los efluentes de los SRA contienen sólidos particulados y disueltos así como restos de biopelícula que están compuesta por bacterias autótrofas (nitrificantes) y heterótrofas (Malone *et al.*, 1993; Crab, 2007), las cuales siguen llevando a cabo procesos de nitrificación en la columna de agua del fotobiorreactor (Hagopian y Riley, 1998).

Cuando los efluentes de un SRA se encontraban en el fotobiorreactor, la nitración se inhibió por fotoinhibición y por la ausencia de un sustrato donde las bacterias puedan fijarse (representadas por el género *Nitrobacter*), observándose como resultado un incremento en la concentración de $\text{NO}_2\text{-N}$ (Losordo y Timmons, 1994; Hagopian y Riley, 1998). Además de los posibles aportes de $\text{NO}_2\text{-N}$ por parte de las bacterias nitrificantes, los incrementos en la concentración de $\text{NO}_2\text{-N}$ pudieron presentarse como consecuencia de la remoción por parte de la comunidad de microalgas del $\text{NH}_4\text{-N}$ y principalmente de $\text{NO}_3\text{-N}$ y el cual se encontraba en altas concentraciones en el efluente.

Remoción de Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Además del NAT, las microalgas tienen la capacidad de incorporar el N en forma de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Becker, 1994). El uso de $\text{NO}_3\text{-N}$ como fuente de N se presenta cuando el ion $\text{NH}_3\text{-N}$ en el medio es nula o casi nula (Lee y Lee, 2001). Esto coincide con los resultados obtenidos a lo largo del experimento donde en la mayoría de los meses se presentó en principio, una remoción del NAT y posteriormente la remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$. A pesar de que el remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ resultó bajo en porcentaje (12.8%), no lo fue en concentración, ya que la remoción promedio fue de 8.03 mg L^{-1} . Cabe señalar que esta investigación

inició en octubre cuando las tilapias en el SRA eran juveniles y la densidad dentro de los sistemas era baja (10 kg m^{-3} aprox.) por lo cual la tasa de alimentación y los desechos producidos por los peces se fue incrementando hasta llegar a una densidad superior a los 90 kg m^{-3} en Enero. Posteriormente se llevaron a cabo cosechas parciales con lo que disminuyó la densidad de peces en los SRA. La densidad de los peces al disminuir y aumentar el peso, se vio reflejada en un cambio en la ración alimenticia, el cambio de proteína:lípidos de la dieta balanceada con lo que la tasa de asimilación y excreción se modificó por lo que la cantidad de sólidos disueltos disminuyó. Enero fue el mes donde se presentó la mayor remoción (31.5 mgL^{-1}), el cual corresponde con la concentración inicial más baja de NAT, mientras que la menor remoción (0.46 mgL^{-1}) se presentó en mayo, que fue el mes donde se registró la concentración inicial más altas de NAT, que corresponde a la etapa del cultivo de tilapia en donde los organismos ya superaban la talla comercial (500 g). En este periodo aumentó la biomasa en los SRA, lo que en consecuencia incrementó la concentración de NAT, además del aumento en la cantidad de sólidos particulados los cuales una gran parte eran retenidos en un hidrociclón en donde por amonificación de los lodos, se incrementaba la concentración de NAT en el efluente. El porcentaje de remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ no mostró ninguna relación con los factores fisicoquímicos.

Las especies *C. vulgaris* y *S. obliquus* mostraron en el fotobiorreactor una alta capacidad para consumir tanto el NAT como los $\text{NO}_3\text{-N}$ de los efluentes del SRA. Estos resultados coinciden con lo reportado por Kaplan *et al.* (1986), quienes establecieron que al agotarse el NAT, la microalga comienza a absorber $\text{NO}_3\text{-N}$ por medio de la activación de la enzima nitrato reductasa, la cual cumple con una doble función: transporte y reducción de $\text{NO}_3\text{-N}$. La preferencia del consumo de NAT en vez del $\text{NO}_3\text{-N}$ radica en que el NAT se encuentra en su forma más reducida, mientras que el $\text{NO}_3\text{-N}$ es la forma más oxidada, lo que implica mayor cantidad de electrones (8) en el proceso de asimilación que se traduce en un mayor consumo de energía (Oh-Hama y Miyachi, 1992; Syrett, 1981). En los meses de noviembre, diciembre febrero y marzo se presentó un incremento en la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$, con aumentos de 27.11 hasta $80.42 \text{ NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$. Estos incrementos en la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ se asocian a los procesos de nitrificación que se llevan a cabo por la presencia de bacterias autótrofas que se encontraban en los efluentes de los SRA como biopelícula que se liberó por efecto de los procesos de retrolavado de los filtros biológicos (Malone *et al.*, 1993; Crab, 2007). Durante todo el tiempo que duró este estudio se observó la presencia de sedimentos en el efluente utilizado, los cuales se acumularon al fondo del fotobiorreactor, de igual forma, todas las superficies del fotobiorreactor pudieron servir como un sustrato para las bacterias por lo cual es factible que la nitrificación pudo llevarse a cabo.

Remoción de Fosfatos ($\text{PO}_4\text{-P}$)

El P es un nutriente esencial en el crecimiento de las microalgas, el cual participa en la transferencia de energía intracelular, síntesis de ácidos nucleicos y reacciones especiales relacionadas con la división celular (Chevalier y de la Noüe, 1985; Becker, 1994; Martínez *et al.*, 1999) y es considerado como un nutriente limitante en el crecimiento de las algas de agua dulce (Elser *et al.*, 1990). La concentración inicial de $\text{PO}_4\text{-P}$ en el efluente utilizado en este estudio varió a lo largo del año entre 1.95 - 4.18 $\text{PO}_4\text{-P}$ mgL^{-1} . Los cambios en la concentración inicial de $\text{PO}_4\text{-P}$ a lo largo de los doce meses que duró el experimento se debieron a varios factores: 1) la temperatura, 2) la tasa de alimentación la cual cambio a lo largo del año, 3) la tasa de asimilación que no tiene una correlación directa a la tasa de alimentación y está en función del estado fisiológico del pez, la temperatura y la intensidad lumínica, 4) la tasa de excreción la cual está relacionada a la tasa de asimilación, 5) el tiempo de retención de sólidos en el hidrociclón y en el filtro biológico. El tiempo de retención de sólidos en el biofiltro fue constante (24 horas), sin embargo en el hidrociclón varió debido al operador que en ese momento manejaba los sistemas de recirculación. El tiempo de retención de sólidos en el hidrociclón es importante ya que conforme este aumenta, la tasa de mineralización de los sólidos aumenta liberando fósforo en forma de $\text{PO}_4\text{-P}$ aumentando su concentración y viceversa. En forma paralela, conforme aumentaba la temperatura la tasa de mineralización en el hidrociclón aumentaba modificando la concentración inicial al llegar el agua con los sólidos disueltos al fotobiorreactor. Estos cambios en la concentración inicial de $\text{PO}_4\text{-P}$ tuvieron un efecto directo en la tasa de remoción, donde el porcentaje varió dependiendo de la concentración inicial, la irradiancia, la temperatura y la proporción N:P. La mayor remoción se presentó en noviembre (60.4%) con un promedio de 2.07 mgL^{-1} . Ramos-Chávez (2014) observó que efluentes de un cultivo de tilapia en sistemas de recirculación sin control de temperatura y irradiancia, *C. vulgaris*, presentó eficiencias de remoción de hasta el 60.1%, mientras que en *S. obliquus* de 82.3%, similares a las que se obtuvieron en este experimento.

A lo largo del año que duró el experimento, a pesar de que el efecto de los factores fisicoquímicos no fue significativo, se observó que cuando aumentaba la temperatura y la irradiancia, la concentración de $\text{PO}_4\text{-P}$ disminuía. Powell *et al.* (2008) observó el mismo efecto en tanques de estabilización con microalgas donde la temperatura y la irradiancia tuvieron un efecto en la tasa de remoción de $\text{PO}_4\text{-P}$, ya que al aumentar se incrementaba la tasa de remoción (Suzuki y Takahashi, 1995). Generalmente, el proceso de remoción de nutrientes en el fotobiorreactor está comprendido por la asimilación por las microalgas y procesos químicos tales como la precipitación química de los $\text{PO}_4\text{-P}$ y la volatilización del NAT (Gao *et al.*, 2016). Ambos procesos se ven favorecidos si hay un incremento en el pH, tal como ocurrió a lo largo de los 12 meses en que se llevó a cabo el experimento. Las variaciones en el pH cambian el comportamiento

de agregación/cohesión cambiando la carga de las partículas (Illés y Tombácz, 2006) a pH ácido las partículas presentan una carga negativa y a un pH de 7 se presenta el punto isoeléctrico (Li *et al.*, 2013) en donde la remoción de nutrientes por procesos químicos se considera insignificante (Ruíz-Marín *et al.*, 2010; Gao *et al.*, 2015). En este experimento el intervalo de pH registrado en los doce meses vario entre 7.55 – 9.54, por lo que se cree que la remoción de debió proporcionalmente a remoción de fósforo por precipitación química y consumo por microalgas. Esto nos ayuda a explicar el porqué de los incrementos en la concentración final de PO₄-P durante febrero y julio que se asociaron a la alta concentración de sólidos acumulados en el fondo del fotobiorreactor, producto de la precipitación química y la posterior mineralización de los fondos. En los sólidos de los efluentes acuícolas se encuentra disponible entre el 50-85% del fósforo el cual por procesos de mineralización se puede liberar en la columna de agua aumentando así su concentración (Braaten, 1991; Heinen *et al.*, 1996).

La eficiencia y el rendimiento con las que *S. obliquus* y *C. vulgaris* remueven el P en el fotobiorreactor depende fuertemente de las condiciones de cultivo y la concentración inicial de PO₄-P en los efluentes. La concentración inicial a su vez dependerá del manejo que se lleve a cabo en los sólidos en el SRA y las condiciones ambientales en el SRA (invernadero) y en fotobiorreactor a cielo abierto las cuales son dinámicas. Una posible solución para poder mejorar la remoción de P en fotobiorreactor sería aumentar los TRH, así como disminuir al máximo la presencia de sólidos particulados en el fotobiorreactor.

4.1.3 Crecimiento microalgal

Durante el experimento, las especies más abundantes identificadas en el fotobiorreactor fueron *S. obliquus*, y *C. vulgaris*, (>90 % la mayor parte del tiempo) y con una participación importante hacia el final del experimento de *Selenastrum* sp. (40 %). Éstas dos especies de microalgas generalmente están asociadas al tratamiento de aguas residuales con altas cargas de nutrientes (Zhou *et al.*, 2011). Tanto los géneros *Scenedesmus* como *Chlorella* han sido ampliamente utilizados en la biorremediación de efluentes presentando altas eficiencias de remoción y buenas tasas de crecimiento (Li *et al.*, 2010; Ji *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2013; Guerrero-Cabrera *et al.*, 2014; Ramos-Chávez, 2014).

Desde el inicio del experimento (agosto de 2012) y hasta julio del 2013, la especie más abundante fue *S. obliquus* llegando a representar más del 90% del total de la comunidad microalgal alcanzando una densidad de 5.05×10^6 cel mL⁻¹ en mayo. A partir de diciembre y hasta el final del experimento (julio de 2013) *C. vulgaris* comenzó a presentarse en una mayor proporción del total de la población, llegando en febrero a representar más del 90%, alcanzando una densidad promedio de 10.8×10^6 cel mL⁻¹. *Selenastrum* sp. comenzó a representar una concentración celular importante dentro del fotobiorreactor a partir de mayo

de 2014, alcanzando en junio de mismo año una concentración de 3.12×10^6 , lo que representó el 40.3% de la comunidad microalgal. Para *S. obliquus* y *C. vulgaris*, el crecimiento fue variable ya que en la mayoría de los meses se observó un crecimiento lento, lo que indica una etapa de adaptación prolongada la cual pudo estar asociada a diversos factores tales como: las variaciones diarias de temperatura, la irradiancia, el pH y la concentración iónica del sistema CO_2 -carbonatos, que pueden ocasionar condiciones de estrés en las microalgas (Olguín *et al.*, 2003; Rodolfi *et al.*, 2009).

La especie *S. obliquus* presenta una alta capacidad de adaptación a cambios en la temperatura, Irradiancia y pH, además de poder asimilar indistintamente $\text{NH}_4\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$, lo que le permitió ser la especie dominante durante los primeros meses de la etapa experimental. Las lluvias que se presentaron durante el invierno provocaron una dilución del efluente, disminuyendo la concentración de nutrientes, esta condición favoreció el crecimiento de *C. vulgaris*, la cual es más eficiente en la en el aprovechamiento de los nutrientes en bajas concentraciones, ventaja que le permitió ser la especie dominante durante el resto del experimento. Ruíz-Marín *et al.* (2010) observaron, que tras una limitación de nutrientes, el crecimiento de *S. obliquus* se ve reducido. Grover, (1997) menciona que una especie oportunista se caracteriza por aprovechar de forma más eficiente los recursos disponibles en el agua, lo que incrementa su tasa de crecimiento.

La irradiancia, la temperatura y la alcalinidad tuvieron un efecto en la concentración celular de *C. vulgaris*, particularmente la irradiancia varió tanto durante el día como a lo largo del año afectando el crecimiento de *C. vulgaris*, observándose que a mayor Irradiancia la concentración celular de *C. vulgaris* fue mayor que a irradiancias más bajas. La intensidad de luz tiene un efecto en el crecimiento a través del impacto en la tasa fotosintética, ya que las microalgas utilizan la energía lumínica para convertir compuestos inorgánicos como el CO_2 en biomasa incrementándose la tasa de división celular (Gordillo *et al.*, 1998; You y Barnet, 2004; Stockenreiter *et al.*, 2012). En cultivos de *Chlorella* sp. en fotobiorreactores abiertos, observaron un incremento lineal en el crecimiento conforme se incrementó la energía solar durante el día, con producciones alrededor de 40 gL^{-1} de peso seco . En el tratamiento de efluentes sintéticos con *C. vulgaris*, se observó que al ser expuesto a diferentes intensidades de luz (400, 800, 1200, 1600, 2000 y $2400 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) la irradiancia de $400 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ resultó insuficiente para mantener el crecimiento de las microalgas, mientras que una irradiancia de $2400 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ provoca fotoinhibición (Zhao *et al.*, 2013). En el este trabajo la intensidad ($360 - 1800 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) tuvo un efecto significativo sobre el crecimiento de *C. vulgaris* y en consecuencia sobre la concentración de células en el fotobiorreactor, lo que indica un efecto directo de la intensidad de luz sobre el crecimiento de *C. vulgaris* en el fotobiorreactor.

La concentración inicial de nutrientes no mostró un efecto significativo en la concentración celular de *Selenastrum* sp. La temperatura en el fotobiorreactor fue el único factor que mostró un efecto moderado sobre la densidad y abundancia de *Selenastrum* sp. Esta misma tendencia fue reportada para *Selenastrum capricornutum*, donde se observó un incremento en la tasa de división celular de 1.36 d^{-1} en una temperatura de 20°C a una tasa de división de 1.99 d^{-1} a una temperatura de 27°C (Reynolds *et al.*, 1975). La microalga *Selenastrum diminuta* cuando se cultivó en un intervalo de temperaturas de $15 - 35^\circ\text{C}$ y con irradiancia de 30 a $456 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ mostró un efecto positivo por incremento de la temperatura llegando a reportar una tasa de división de 1.73 d^{-1} a una temperatura de 30°C con irradiancia de $420 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Bouterfas *et al.*, 2002).

El crecimiento de *Selenastrum* sp. presentó limitaciones durante los primeros meses del experimento, comenzando a tomar representatividad en la comunidad microalgal del fotobiorreactor cuando la temperatura comenzó a subir hasta llegar a ser la segunda especie más abundante, desplazando a *S. obliquus*. Otro factor que pudo ser determinante para que *Selenastrum* sp. incrementara su densidad fue la disminución de la densidad de *S. obliquus*, el cual era un competidor por los nutrientes. Litchman y Klausmeier (2001) mencionan que la coexistencia de dos o más especies bajo el suministro de fuentes de nutrientes variables es posible cuando las especies exhiben un comportamiento oportunista.

En estanques abiertos o en fotobiorreactores cerrados, el cultivo de microalgas requiere la consideración de numerosas condiciones ambientales. Los factores ambientales tales como la temperatura, la luz, el pH y los nutrientes no sólo afectan a la fotosíntesis y la tasa de crecimiento de las algas, también influyen en la actividad del metabolismo y composición celular (Dortch, 1990; Juneja *et al.*, 2013). Los cambios en factores tales como la temperatura, la irradiancia y la concentración de nutrientes, son determinantes en la sucesión de microalgas (Roelke *et al.*, 1999; Gordillo *et al.*, 1998; Hsieh y Wu, 2009;

La sucesión de especies en la comunidad fitoplanctónica en el fotobiorreactor, la dominancia o coexistencia se debió principalmente a diferencias en las tasas de asimilación y crecimiento inter-específicas. Es importante tener en cuenta que la tasa de crecimiento y asimilación cambia con la concentración de nutrientes, irradiancia, temperatura. La sucesión de especies dentro de fotobiorreactor se presentó como consecuencia de los cambios estacionales, principalmente por las lluvias durante la temporada de invierno, la cual causó una dilución del efluente, presentándose la oportunidad para que *C. vulgaris* y *Selenastrum* sp. fueran las especies dominantes en el fotobiorreactor. La viabilidad del uso de un fotobiorreactor en el tratamiento de efluentes de un SRA fue probada con éxito, ya que se logró obtener biomasa algal, además de un efluente con buenas características para ser reutilizado en los SRA. Esto a pesar de las variaciones en los factores ambientales los cuales pueden influenciar otros factores relacionados con el crecimiento y

composición como lo es la disponibilidad de los nutrientes y la irradiancia, la cual juega un papel importante en el metabolismo y crecimiento de las microalgas y en consecuencia en las tasas de remoción de nutrientes y en la estructura de la comunidad microalgal en el fotobiorreactor.

4.2 Fracción particulada

4.2.1 Factores físico-químicos

Temperatura

La temperatura juega un papel importante en las propiedades fisicoquímicas de los lodos a degradar, la tasa de crecimiento y el metabolismo de los microorganismos y en la dinámica de las poblaciones de bacterias presentes en los digestores anaeróbicos (Rehm *et al.*, 2000). El proceso de digestión anaeróbica se clasifica de acuerdo a la temperatura en que se lleva a cabo en: termófilo (45-65°C), mesófilo (25-45°C) y psicrófilo (1-25°C) (Marchaim, 1992). La complejidad con el que se llevan a cabo los procesos bacterianos en los tres rangos de temperatura se encuentra bien establecido, aun cuando la mayoría de las investigaciones sobre digestión anaeróbica se han llevado a cabo en un régimen mesófilo. Las bacterias que se encuentran en los lodos que llevan a cabo la digestión anaeróbica en cada rango de temperatura (psicrófilo, mesófilo o termófilo) se caracterizan por poseer cierta tolerancia a las variaciones de temperatura, siempre y cuando no excedan los límites superior e inferior establecidos para las bacterias en los lodos. El intervalo de tolerancia estará definido por la temperatura a la cual la tasa de atenuación empieza a exceder la tasa de crecimiento (Hulshoff, 1995; Saleh y Mahmood, 2004). En este estudio al llevarse a cabo los experimentos a temperatura ambiental (15.73 - 22.73°C) a lo largo de los doce meses, se presentó en general un comportamiento psicrófilo en los digestores anaeróbicos. Las tasas de degradación de los nutrientes, principalmente NO₃-N y NO₂-N, la tasa de amonificación, la tasa de mineralización, así como la producción de biogás y la reducción de los lodos aumentaron conforme la temperatura se incrementaba. La temperatura tiene un efecto directo en la tasa de crecimiento y el metabolismo de los microorganismos, así conforme aumenta la temperatura, aumenta la tasa metabólica de las bacterias en los digestores anaeróbicos (Apples *et al.*, 2008). En forma paralela, un incremento en la temperatura incrementa la solubilidad de los componentes orgánicos y mejora las tasas de reacción químicas y biológicas (Rehm *et al.*, 2006; Boe *et al.*, 2006).

pH

EL pH durante los doce meses de la etapa experimental se mantuvo en un intervalo entre 6.9 - 7.5 e indicó que los procesos de digestión anaeróbica y desnitrificación se desarrollaron en condiciones adecuadas, excepto en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino. En los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino al presentarse el $\text{pH} > 9$ se inhibió el proceso metanogénico, ya que las bacterias metanogénicas son extremadamente sensibles a las variaciones en el pH, teniendo como un óptimo a un pH entre 6.5 - 7 para que el proceso se lleve a cabo (Boe, 2006; Turovskiy *et al.*, 2006). El proceso de desnitrificación en los digestores se desarrolló de manera adecuada al observarse la eliminación del NO_3^- -N en los primeros cinco días del TRH cuando el pH era cercano al neutro. Un $\text{pH} < 6$ o > 9 puede inhibir tanto la acetogénesis (Campos y Flotats, 2003; Huiliñir *et al.*, 2008) como los procesos de desnitrificación (Estuardo *et al.*, 2008). En todos los digestores se presentó una disminución gradual del pH a lo largo de los 15 días de cada ensayo, lo que se asoció a la producción de ácidos grasos volátiles que tienden a reducir el pH. Esta reducción es normalmente contrarrestada por la actividad de las bacterias metanogénicas, que aumentan la alcalinidad (STORA, 1985; Turovskiy *et al.*, 2006). Esto se debe a que el pH es controlado por la concentración de CO_2 en la fase gaseosa y la alcalinidad de carbonatos (Ac) de la fase líquida. Si la concentración de CO_2 en la fase gaseosa se mantiene constante, el aporte de alcalinidad a consecuencia de los procesos (metanogénesis, desnitrificación, amonificación) en el digestor puede mantener el pH estable (Turovskiy *et al.*, 2006), con lo que se puede prevenir la predominancia de las bacterias formadoras de ácidos, las cuales pueden llegar a causar una acumulación de ácidos volátiles (Hulshoff, 1995). Si la concentración de CO_2 en su fase gaseosa permanece constante, una posible adición de HCO_3^- puede usarse para estabilizar el pH en los digestores (Turovsky *et al.*, 2006). Durante cada ensayo, el aporte de alcalinidad en los digestores fue principalmente por la desnitrificación, actividad en la cual se produjo alcalinidad en forma de bicarbonato (Henze *et al.*, 1997; Liher, 1995), así como por la actividad de las bacterias metanogénicas lo cual ayudó a mantener un pH cercano a la neutralidad. El pH registrado en los digestores en todos los pretratamientos en todos los meses nunca fue menor a 6.3 y la alcalinidad en todos los pretratamientos se incrementó al final del TRH con valores superiores a $420 \text{ CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$.

Alcalinidad

La alcalinidad junto con la concentración de ácidos orgánicos y el pH son los parámetros que más influyen en el rendimiento de los digestores (McCarty, 1964; WPCF, 1987). Las bacterias metanogénicas producen alcalinidad en forma de CO_2 , CO_3^{2-} y HCO_3^- (STORA, 1985), al igual que en la desnitrificación, ya que la alcalinidad está directamente relacionada con la remoción del nitrógeno. En la nitrificación se

consumen $7.14 \text{ g HCO}_3 \text{ g}^{-1} \text{ N}$ mientras que en la desnitrificación, que es el proceso inverso en condiciones anaeróbicas, se producen $3.57 \text{ g HCO}_3 \text{ g}^{-1} \text{ N}$ (Henze *et al.*, 1995; Liher, 1995). El incremento en la alcalinidad en un digestor anaeróbico entre la concentración inicial y final puede ser utilizado como un indicador de la eficiencia del proceso de desnitrificación ya que existe una correlación lineal inversa con la concentración de nitrógeno (Li e Irvin, 2007). En nuestros experimentos, los diferentes TRH a los que fueron expuestos los digestores (5, 10 y 15 días) en todos los pretratamientos, se observó un incremento gradual en la alcalinidad. A la par, se presentó una reducción casi total de los $\text{NO}_3\text{-N}$ (>95%), así como un incremento en la concentración de NAT y de biogás. Ahn *et al.* (2007) observaron que al disminuir la alcalinidad de $4,000 \text{ mgL}^{-1} \text{ CaCO}_3$ a $3,000 \text{ mgL}^{-1} \text{ CaCO}_3$ en un filtro anaeróbico para el tratamiento de aguas residuales sintéticas, disminuyó la eficiencia en la remoción de la materia orgánica hasta en un 16%. El efecto de la alcalinidad también ha sido reportado en reactores simultáneos de desnitrificación - metalogénesis, en donde se presenta una completa desnitrificación a alcalinidades de $2,400 \text{ mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$, la cual es inhibida cuando la alcalinidad disminuye en más de un 75%, aumentando la tasa de amonificación hasta un 100% cuando esta es menor de $1000 \text{ mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$ (Shin *et al.*, 2002). Este mismo efecto se presentó en este estudio, donde la alcalinidad al aumentar hizo que disminuyera la producción de NAT en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino en donde se registraron valores de alcalinidad de 450 a $1,610 \text{ CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$.

La alcalinidad que es requerida por los digestores anaeróbicos generalmente es proporcionada por una solución de bicarbonato de sodio (NaHCO_3), ya que es el único producto químico que desplaza suavemente el equilibrio hacia el valor deseado sin perturbar el frágil equilibrio físico y químico de la población microbiana (Hulshoff, 1995). Otra forma en la que se puede aumentar la alcalinidad en los digestores, es a través del incremento de la concentración de digeridos o secundarios. Al regresar parte de estos lodos al digestor anaeróbico se pueden mantener los procesos de digestión estables por efecto de las bacterias viables presentes en los lodos secundarios (Graef y Andrews, 1974b). Durante el desarrollo de este estudio, todos los digestores fueron inoculados con un 10 % de lodos secundarios, lo que ayudó a que la alcalinidad se incrementara por efecto de la metalogénesis, la amonificación y la desnitrificación. Kafle y Kim (2011), demostraron que al realizar un intercambio o adición de lodos secundarios se promueve una mejora en la alcalinidad sin necesidad de adicionar otros compuestos, lo que logra que el proceso sea un método efectivo y económico al no tener que invertir en compuestos químicos (Marchaim, 1992; Ahring, 2003). En este experimento, los valores de la alcalinidad se incrementaron en todos los pretratamientos en todos los meses con concentraciones finales en el intervalo de 420 a $720 \text{ CaCO}_3 \text{ mgL}^{-1}$ lo que le confirió al efluente una alta capacidad de amortiguamiento.

La alcalinidad solo presentó un efecto en la tasa de producción/remoción de NAT, NO₂-N, NO₃-N y PO₄-P en el pretratamiento alcalino a causa de la adición de NaOH.

4.2.2 Dinámica de nutrientes

4.2.2.1 Nitrógeno amoniacal total (NAT)

La amonificación es el proceso biológico de degradación de biomasa y otros materiales orgánicos en donde el N es convertido a NAT (Henze *et al.*, 1995). La eliminación del N orgánico se presenta tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas, cambiando la amonificación de aeróbicas a anaeróbicas facultativas y microflora anaeróbica obligada (Reddy y Patrick, 1984). El proceso de amonificación solo se presenta bajo condiciones anóxicas con una lenta tasa de conversión (Vepraskas y Faulkner, 2001).

En el experimento en cada uno de los periodos experimentales se presentó una producción constante de NAT en todos los pretratamientos, solamente en febrero se observó una disminución en la concentración en todos los pretratamientos (-2.13 ± 0.23 NAT mgL⁻¹). Rousseau *et al.* (2008) destacan que en condiciones anaeróbicas, el N permanece en la forma de NH₄⁺ y sus concentraciones no se reducen durante este proceso. A excepción de los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino, en todos los pretratamientos se presentó una alta producción de NAT durante todos los meses. Este incremento fue causado por la amonificación del N presente en la materia orgánica (Stewart *et al.*, 2006; Conroy y Couturier, 2010) aumentando la concentración de manera significativa conforme aumentaba el TRH. Luo *et al.* (2013) asociaron el incremento en la concentración de NAT (>120 mg NAT L⁻¹) en los primeros 8 días de TRH en digestores secuenciales a la presencia de altas concentraciones de materia orgánica contenida en los lodos de un efluente en un cultivo de perca jade (*Scortum barcoo*) provenientes de un SRA.

Los lodos expuestos a un pretratamiento térmico presentaron las mayores concentraciones de NAT. Esto se asoció a que en un pretratamiento térmico por el efecto de la temperatura se liberaron sólidos volátiles (SV) que son un indicador de la cantidad de materia orgánica contenida en los lodos (de la Rubia *et al.*, 2006). Li y Noike (1992) indicaron que la mejor condición para el uso de pretratamientos térmicos es manteniendo los lodos a 170°C por periodos de 30 a 60 min con un TRH de 5 a 10 días. En este trabajo, se utilizó una temperatura de 100°C por un periodo de 30 min ocasionando una producción constante de NAT lo que llevo a una mejora en el proceso de hidrólisis y la consecuente degradación de los lodos, lo cual concuerda con lo reportados por otros autores (Hiraoka *et al.*, 1985; Appels *et al.*, 2010; Audrey *et al.*, 2011). En digestores anaeróbicos cuando se aplica un pretratamiento térmico, el mantener

y controlar la temperatura es fundamental para mejorar la degradación de los lodos, la producción de biogás y otros compuestos como el NAT (Appels *et al.*, 2008). En este experimento posterior al pretratamiento, la tasa de amonificación en los 15 días de TRH estaba directamente relacionada con la temperatura, ya que conforme esta aumentó, la tasa de amonificación fue mayor. Reddy y Patrick (1984), reportaron que la tasa de amonificación depende de la temperatura, el pH, la razón C/N, así como de la concentración de nutrientes en los sólidos y la estructura y textura de los sólidos. Cuando se presenta un aumento de 10°C en la temperatura en el digestor anaeróbico, la capacidad de amonificación se puede duplicar (Reddy y Patrick, 1979).

En contraste, la menor concentración de NAT se presentó en los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico, lo que indicó una menor eficiencia en la hidrólisis y degradación por efecto del pretratamiento. Esto se debió a que el diámetro del impelente utilizado para la homogenización de los lodos tenía un diámetro de 8 cm, mientras que el diámetro del recipiente donde se llevó a cabo el pretratamiento era de 30 cm, lo que nos hace pensar que no todo el lodo estuvo expuesto a la acción mecánica de mezcla por lo que se presentó una menor solubilidad de los componentes orgánicos de los lodos lo que implica una mayor presencia de compuestos orgánicos complejos que tardan más en degradarse hasta que se libere el nitrógeno en forma de amonio.

Luo *et al.* (2013) mencionaron que los lodos de origen acuícola presentan altas concentraciones de proteína cruda, la cual al ser degradada, incrementa la concentración de NAT. Únicamente en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se observó que cuando la alcalinidad aumentaba, la concentración final de NAT se incrementó. Shin *et al.* (2002) mencionaron que cuando la alcalinidad en digestores anaeróbicos se encuentra en concentraciones menores a 1,000 mg CaCO₃L⁻¹, la tasa de amonificación puede incrementar hasta en un 100%. En los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino los valores de alcalinidad variaron de 450 a 1,610 mg CaCO₃L⁻¹ por lo que el efecto de la alcalinidad sobre la tasas de amonificación se hizo evidente al disminuir de forma significativa la producción de NAT. En contraste, en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico, a mayores concentraciones de ST y de NAT, la tasa de amonificación de la materia orgánica aumentó. El incremento en la solubilidad de los componentes orgánicos por efecto de los pretratamientos tuvo como consecuencia una mayor producción de NAT. La tasa de amonificación se vio afectada principalmente por factores como la temperatura, la cual acelera la tasa metabólica de los organismos presentes en los lodos, así como la concentración de materia orgánica en los lodos la cual dependiendo de la intensidad del pretratamiento puede o no incrementar la producción de NH₄-N.

4.2.2.2 Nitritos (NO₂-N) y Nitratos (NO₃-N)

Ambos nutrientes están relacionados en el proceso de desnitrificación en el cual NO₃-N y NO₂-N son transformados hasta N₂ atmosférico. La desnitrificación es llevada a cabo por bacterias autótrofas facultativas que requieren carbono orgánico como fuente donadora de electrones (Van Kessel, 1978; Knowles, 1982). En el caso de los digestores anaeróbicos utilizados en este estudio, la fuente de carbono fueron los mismos lodos del efluente, compuesto por heces, alimento no consumido, alimento no digerido y biopelícula que al ser reducidos actuaron como donadores de electrones, resultando además en una disminución de la concentración de sólidos en el digestor (Klas *et al.*, 2006). Diversos autores han sugerido el uso de reactores anaeróbicos para la eliminación tanto de los NO₃-N como de la materia orgánica de origen acuícola (Jewell y Cummings, 1990; Knosche, 1994; Arbiv y van Rijn, 1995), ya que son fácilmente biodegradables y recientemente su viabilidad fue probada con éxito (Rodríguez *et al.*, 2007; Bill *et al.*, 2009; Swinarski *et al.*, 2009; Fernández-Nava *et al.*, 2010).

En los doce meses en que se llevó a cabo el experimento, la tasa de desnitrificación en los digestores fue alta, ya que en un TRH de 5 días se obtuvo una remoción superior al 90% en todos los pretratamientos, excepto en el alcalino donde la presencia de una solución alcalina inhibió la desnitrificación. Se observaron diferencias significativas ($P < 0.001$) entre los meses para cada uno de los pretratamientos. Estas diferencias estuvieron influenciadas por la concentración inicial de NO₃-N, la temperatura, el pH y los ST. Tate, (2000) y Huang y Tseng, (2001) encontraron que factores como la disponibilidad de un sustrato (NO₂ y NO₃), un sustrato donador de electrones, el pH, la temperatura y la abundancia de especies de bacterias desnitrificantes controlan el proceso de desnitrificación.

En los NO₃-N, se observó que conforme aumentaba la temperatura ambiental, aumentó su remoción en el digestor. Los pretratamientos por sí mismos, no tuvieron un efecto en la remoción. La remoción de NO₃-N se debió entonces a la presencia de bacterias de los lodos semillas agregados al inicio de cada experimento y posterior a los pretratamientos. La tasa de desnitrificación se incrementa conforme aumenta la temperatura alcanzando su máximo a temperaturas entre 60 y 75°C y disminuye drásticamente a temperaturas mayores (Bremner y Shaw, 1958; Keeney *et al.*, 1979). La temperatura tiene un impacto en la estructura de la comunidad microbiana (Colt y Tomasso, 2001) y posteriormente en la tasa de desnitrificación (Saleh-Lakha *et al.*, 2009).

Todos los pretratamientos excepto el alcalino mostraron una alta remoción de NO₂-N con una concentración final menor al 0.2 mgL⁻¹ (tasas de remoción > 80%). En un cultivo de camarón también reportaron remociones de 100% de NO₃-N y > 80% para NO₂-N en el efluente de en un intervalo de temperaturas de 22 a 37°C, a diferencia de este estudio, donde las temperaturas analizadas fueron más

bajas que las reportadas por Fontenot *et al.* (2007), lo que indica que a pesar de estar bajo condiciones psicrófilas, se llevó a cabo la desnitrificación en forma eficiente. En el tratamiento de efluentes de un cultivo de tilapia en SRA Guerdat *et al.* (2013) utilizaron bolsas geotextiles anaeróbicas bajo condiciones ambientales y lograron remociones superiores al 99% de $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$. En este estudio, la remoción de $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ fue altamente eficiente a pesar de llevarse a cabo bajo condiciones psicrófilas. Las altas concentraciones de $\text{NO}_2\text{-N}$ afectaron la remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino. La presencia de $\text{NO}_2\text{-N}$ no inhibe la reducción de $\text{NO}_3\text{-N}$, sin embargo causa un desacoplamiento del metabolismo energético tras la interrupción del gradiente de protones transmembranales (Meijer *et al.*, 1979) los cuales causan un retraso en la reducción de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Nömmik, 1956). Esto concuerda con lo observado, ya que cuando la concentración de $\text{NO}_2\text{-N}$ en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se incrementó, se retrasó la remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$. Resultados similares fueron reportados por Hongwei *et al.* (2009) quienes observaron la acumulación de $\text{NO}_2\text{-N}$ en efluentes sintéticos con diferentes fuentes de carbono y con concentraciones iniciales de 29.5 a 64.9 $\text{NO}_3\text{-N mgL}^{-1}$.

La remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ aumentó conforme se incrementaba la concentración de ST en todos los pretratamientos, excepto en el mecánico, ya que a una mayor cantidad de carbono orgánico que se degrade en compuestos más simples en el agua, aumenta su disponibilidad para las bacterias, lo que hace más eficiente el proceso de desnitrificación (Van Kessel, 1978). En los pretratamientos mecánico, térmico y control, la tasa de remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$ fue mayor conforme el pH disminuyó, esto se asocia a la producción de ácidos grasos volátiles que se generan durante la digestión anaeróbica (STORA, 1985; Turovskiy *et al.*, 2006), ya que conforme se incrementó el TRH, el pH fue disminuyendo al igual que la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los digestores. Los altos valores de pH en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino (10.9 – 12.8) inhibieron la desnitrificación (Estuardo *et al.*, 2008), de igual forma se observó un incremento en la concentración de $\text{NO}_2\text{-N}$ en algunos de los meses por el mismo efecto. En los lodos expuestos a un pretratamiento biológico tampoco se observó un efecto del pH, ya que la presencia de lodos semillas con una alta concentración de bacterias desnitrificantes influyó en la remoción de $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$. El pH está directamente relacionado con la capacidad de desnitrificación de las bacterias y estas presentan un crecimiento óptimo en valores en el rango de 7.0 - 8.0 (Van Cleemput y Patrick, 1974; Delwiche y Bryan, 1976; Klemedtsson *et al.*, 1977). Con excepción de los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino, en este estudio los digestores con lodos expuestos a los pretratamientos mecánico, térmico, biológico y un control presentaron un pH promedio entre 6.4 y 7.6 lo que indicó valores adecuados en el pH para que se llevaran a cabo el proceso de desnitrificación.

4.2.2.3 Fosfatos (PO₄-P)

De acuerdo con Tchobanoglous *et al.* (2003) aproximadamente el 5 % del contenido de los lodos orgánicos está compuesto de P. En el caso de los lodos de origen acuícola, el PT representa aproximadamente el 1.3% en peso seco (Chen *et al.*, 1997; Timmons y Ebeling, 2007). Nissenbaum (1979) lo describe como el nutriente más complejo de entender, ya que su comportamiento en los sistemas acuáticos tanto marinos como de dulce acuícolas pareciera no seguir ninguna tendencia. En general, bajo condiciones anaeróbicas, la concentración de PO₄-P se incrementa significativamente con el tiempo (Ucisik y Henze, 2008).

En el presente trabajo, en todos los pretratamientos en la mayoría de los meses se presentó un incremento gradual en la concentración de PO₄-P debido a un incremento en la tasa de solubilización (mineralización) causada por la hidrólisis de la materia orgánica en los lodos y subsecuente acción bacteriana (Appels *et al.*, 2008). Únicamente en los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino se presentó una menor liberación de PO₄-P en comparación con el resto de los pretratamientos y el control. Watts *et al.* (2006), observaron incrementos en la liberación de fósforo de entre el 10 – 20 % en lodos secundarios cuando se aplicó algún tipo de pretratamiento. Muller (2000) observó que la cantidad de P que se liberan durante la desintegración mecánica de lodos en un homogeneizador de alta presión (80 MPa) se incrementa al triple.

Diversos factores están implicados en la liberación de P en sedimentos, entre los que destacan el potencial REDOX, la temperatura, el pH, la actividad biológica (Kleeberg *et al.*, 1997; Miao *et al.*, 2006), así como la concentración de sólidos (Liu *et al.*, 2014). Wu *et al.* (2014) no observaron diferencias en la liberación de P en un intervalo de temperaturas de 15 a 20°C, con incrementos de 0.07 PT mgL⁻¹ en ambas temperaturas en un periodo de 350 min. Li *et al.* (2013) reportaron que cuando la temperatura aumentaba de 15 a 30 °C, la liberación de PT se incrementaba a más del doble. En este experimento, el intervalo de temperaturas (15.7 a 22.7 °C) que se presentó en los 12 meses nos indica un metabolismo psicrófilo, por lo que podemos concluir que la temperatura no fue determinante en la remoción/producción de PO₄-P los pretratamientos.

En el pretratamiento mecánico conforme disminuía el pH, aumentó la producción de PO₄-P, esta misma tendencia fue reportada por Li *et al.* (2013) quienes encontraron una mayor acumulación de P a pH de 4 (>0.27mgL⁻¹) que a pH de 7 (>0.17mgL⁻¹) en sólidos. El pH en los lodos es uno de las variables con mayor influencia en la digestión anaeróbica, afectando tanto las reacciones químicas como la actividad de los consorcios microbianos (Mogensen *et al.*, 2003; Pind *et al.*, 2003). Conroy y Couturier (2010), mostraron

que la solubilización del fósforo durante la hidrólisis de los lodos de residuos acuícolas está en función del pH y no por la aplicación de pretratamientos previos en los lodos.

En el pretratamiento mecánico, conforme la concentración de ST era mayor se observó una mayor producción $\text{PO}_4\text{-P}$. Resultados similares fueron reportados por Liu *et al.* (2014) quienes observaron un incremento en la concentración de $\text{PO}_4\text{-P}$ cuando el porcentaje de ST en el efluente tratado aumentó del 5 y 10% al 20%. Tanto el contenido total de sólidos (Liu *et al.*, 2014), así como del contenido de P en los lodos y las especies químicas que estén disponibles en ellos (Silveira y O'Conor, 2013) juegan un papel importante en su liberación en los digestores. En los otros pretratamientos, aun cuando no hubo diferencias entre ellos se observó un incremento constante de $\text{PO}_4\text{-P}$ conforme aumentaba el TRH, con excepción del pretratamiento alcalino donde se observó una menor producción de $\text{PO}_4\text{-P}$ y en algunos meses, reducción de $\text{PO}_4\text{-P}$.

La concentración de $\text{PO}_4\text{-P}$ que se libera de los lodos de origen acuícola depende entonces de la concentración de ST en los lodos en el efluente, a mayor concentración de ST, mayor producción de $\text{PO}_4\text{-P}$. En la mayoría de los meses el pH fue < 7 , lo que propició condiciones adecuadas para la actividad de los consorcios microbianos que promovieron la producción de $\text{PO}_4\text{-P}$. A pesar de que conforme aumenta la temperatura, se incrementa la actividad de los microorganismos y se incrementa la concentración de PT (Jiang *et al.*, 2012), autores como Li *et al.* (2013) han observado que la liberación de fósforo es igual a temperaturas de 15 a 20°C incrementándose considerablemente a 25°C. Las temperaturas registradas durante el experimento no tuvieron un efecto en la liberación del $\text{PO}_4\text{-P}$ en el efluente. Ya que al encontrarse en un intervalo psicrófilo, la actividad de los microorganismos no parece mostrar cambios significativos en la liberación de fósforo.

4.2.3 Flujo de nutrientes

4.2.3.1 Flujo del nitrógeno en los digestores

La concentración final de NT en los digestores fue diferente en cada uno de los meses para todos los pretratamientos, lo que indica que la aplicación de pretratamientos en el efluente modificó la proporción y concentración de nutrientes en los efluentes. La aplicación de diversos pretratamientos a los lodos da lugar a un aumento en la liberación tanto de NT como de PT (Carrère *et al.*, 2010). Las diferentes concentraciones de NT en todos los digestores estuvieron representadas por N orgánico, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ y NAT. Sin embargo, conforme el TRH varió, se observó una variación en la concentración de NT entre los pretratamientos y los meses. La proporción de NT después de la aplicación de un pretratamiento por lo

general está representada por las siguientes proporciones, un 84.9 % de N orgánico, 14.9 % de NAT y el resto en forma de $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ (Wang *et al.*, 2010c).

En la mayoría de los meses en los que se llevó a cabo el experimento, la mayor proporción de nitrógeno estuvo representada por el N orgánico, el cual disminuyó en los meses cálidos después de los 15 días de THR, con un incremento en la concentración de NAT por procesos de amonificación (Reddy y Patrick, 1984). El NAT que se produce por amonificación queda entonces disponible para otros procesos tales como la nitrificación o volatilización (Vymazal, 2007; Zhang *et al.*, 2009). Al aplicar pretratamientos mecánicos, térmicos y químicos (ozonación) en lodos de aguas residuales se han observado incrementos de hasta 10 veces en la concentración de NT (Muller, 2000).

En algunos de los meses, la concentración final de NT en los pretratamientos fue mayor a la inicial a causa de la constante liberación de N del sedimento en forma de NAT. Sin embargo, posterior a los 15 días del TRH, la concentración de NT disminuyó en la mayoría de los casos, por lo cual se debe considerar que tanto la reducción de los $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NO}_2\text{-N}$ por desnitrificación, así como la constante volatilización del amonio (este último siendo un proceso que es más activo cuando el $\text{pH} < 7.5$, y la concentración de NAT sea muy alta) resulta en una disminución importante del NT en el efluente (Reddy y Patrick, 1984; Mikkelsen *et al.*, 1978; Ahn, 2006). En este estudio, la remoción de N estuvo representada por la desnitrificación y la remoción del nitrógeno orgánico por amonificación. Los pretratamientos que fueron más consistentes en la disminución de la concentración del NT fueron el biológico con una remoción del 37.28 ± 19.32 %, el mecánico con un 41.49 ± 34.76 % y el control con un 38.30 ± 25.11 %. Uno de los factores que tuvo mayor influencia sobre las tasas de degradación de las diferentes especies químicas del N en los digestores fue la temperatura, la cual aceleró la actividad de las bacterias en los lodos secundarios (Dawson y Murphy, 1972; Bailey y Beauchamp, 1973; Stanford *et al.*, 1975). En base a lo anterior se puede establecer que tanto la temperatura como el TRH son factores que deben ser considerados en los procesos de degradación de nutrientes en digestores anaeróbicos independientemente del origen de los lodos

A pesar de que no se detectaron diferencias significativas entre los pretratamientos térmico, biológico y mecánico en comparación con el control en la concentración final de NT, la proporción de las diferentes especies de N fue diferente para cada uno de ellos, tanto la concentración de N orgánico como la de NAT el cual presentó una constante liberación dentro de los digestores a causa de los procesos de amonificación.

4.2.3.2 Flujo del fósforo en los digestores

La concentración de PT a lo largo del estudio presentó diferencias significativas tanto entre los pretratamientos como entre los meses. En la mayoría de los casos se observó un incremento en la concentración PT por la constante liberación de P de los en los digestores. Durante la digestión anaeróbica una de las principales características es la degradación de la materia orgánica y la liberación de P, las cuales se llevan a cabo en condiciones anaeróbicas (Camacho, 2001; Sathasivan, 2008).

El aporte de P dentro de los digestores se debió a un incremento en la mineralización del P inorgánico y orgánico, proceso que se presentó en la mayoría de los meses. Tanto el $\text{PO}_4\text{-P}$ como el P orgánico representaron un aporte importante en el incremento de la concentración de PT en los digestores en todos los pretratamientos concentraciones de hasta $3,94 \text{ mgL}^{-1}$. En el pretratamiento biológico se observó la mayor producción de PT (118.8 %). Puigagut *et al.* (2011) evaluaron la degradación de lodos tratados en lechos de secado, reportando incrementos en la concentración de PT al presentarse una liberación de 4mg de $\text{PO}_4\text{-P}$ por día. Muller (2000) observó que la concentración de P se incrementó hasta 3 veces, posterior a la aplicación de un pretratamiento a una presión alta de homogenización (80 MPa). Solamente durante agosto se presentó una menor concentración de P orgánico en todos los pretratamientos, lo que tuvo como consecuencia disminución en la concentración del PT. La única forma en la que se puede remover el P de los efluentes en condiciones anaeróbicas precipitación en los lodos por procesos químicos. En este estudio, los lodos expuestos a un pretratamiento biológico se liberó la mayor concentración de PT; sin embargo, ningún pretratamiento fue capaz de eliminarlo, ya que para que las bacterias acumuladoras del fosfato asimilen el fósforo se requiere de una fase aeróbica o en consecuencia se requiere llevar a cabo una precipitación química y posteriormente retirar los sólidos en el efluente para evitar su resuspensión.

4.2.4 Degradación de los lodos

De acuerdo a los resultados obtenidos a lo largo de los doce meses que duró el experimento, se observó una mayor degradación de los lodos cuando estos fueron expuestos a un pretratamiento en contraste con el control. Sin embargo, entre los pretratamientos no se observaron diferencias significativas, aun cuando la aplicación de los mismos tiene como consecuencia un aumento del grado de estabilización por un proceso de desintegración con lo cual se reduce el volumen de los lodos.

Los valores más constantes en la remoción se presentaron cuando se aplicó un pretratamiento biológico (22.22%). Esto se debió a la presencia de lodos secundarios en los cuales existe ya una gran comunidad de bacterias asociadas a la degradación de la materia orgánica. La solubilización de lodos es altamente

dependiente de la clase de pretratamiento que se utilice (mecánico, oxidativo, térmico, biológico entre otros). Diversos pretratamientos han sido utilizados con el fin de optimizar el proceso de hidrólisis, tales como: ultrasónico (Pham *et al.*, 2009), la oxidación con un pretratamiento con ozono (Ahn *et al.*, 2002), pretratamiento alcalino (Lin *et al.*, 2007), pretratamiento térmico y la hidrólisis biológica con enzimas (Ayol *et al.*, 2008), obteniendo en todos ellos buenos resultados en la estabilización y reducción de los lodos.

Kim *et al.* (2003) utilizando un pretratamiento mecánico (sonicación a 42 kHz por periodos de tiempo de 10 a 120 min) obtuvieron una mejora en la reducción de los lodos (89 y 56%) después de 7 días de TRH y con un pretratamiento térmico (a 121 °C y 1.5 atm durante 30 min en autoclave), respectivamente. Salsabil *et al.* (2009) reportaron que tras la aplicación de un pretratamiento mecánico (sonicación a 20 kHz, 108,000 kJkg⁻¹ TS) obtuvieron los mejores resultados en términos de solubilización de SST, SSV (47% y 55%, respectivamente) y de materia orgánica. Los porcentajes de degradación de los lodos en este experimento resultaron similares a los presentados por los autores antes mencionados. Sin embargo, cabe mencionar que los pretratamientos utilizados por estos autores fueron más intensos a los utilizados en este experimento, ya que los tiempos de exposición a los pretratamientos así como la energía transferida fue mayor, además de que se usaron digestores dinámicos en donde los lodos están en constante movimiento, lo que incrementa la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica al disminuir la sedimentación de sólidos y espacio “muerto” (EPA, 1979; Cooper y Tekippe, 1982) mientras que en este estudio, se utilizaron en digestores estáticos.

En la degradación de los lodos en todos los pretratamientos (con excepción del alcalino), la temperatura, el pH, la alcalinidad y la concentración inicial de ST tuvieron un efecto significativo. En contraste, en el pretratamiento alcalino, la temperatura, la alcalinidad y la concentración inicial de ST tuvieron un efecto significativo. A mayor temperatura y menor alcalinidad, mayor degradación de ST. La temperatura tiene un efecto importante en la degradación de lodos, la tasa de crecimiento y el metabolismo de los microorganismos y la dinámica poblacional en los digestores anaeróbicos (Rehm *et al.*, 2000; Appels *et al.*, 2008). Se debe tomar en cuenta que la aplicación de altas temperaturas puede incrementar la producción de amoníaco libre, que desempeña un papel inhibitorio en los microorganismos así como un incremento en la constante de disociación ácida (pKa) lo que puede hacer más susceptible la inhibición en el proceso de digestión anaeróbica (Boe, 2006), razón por la cual, el pretratamiento con temperatura no debe de ser mayor de 90 minutos. La alcalinidad incrementó la remoción de ST debido a que el NaOH que se aplicó como pretratamiento alcalino es altamente oxidante. Conforme se incrementa la dosis de NaOH, aumenta la desintegración de los lodos al liberar la materia orgánica interna (Weemaes y

Verstraete, 1998; Kim *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2008). La aplicación de un pretratamiento alcalino es relativamente efectiva en la solubilización de los lodos dependiendo de la concentración de los agentes alcalinos ($\text{NaOH} > \text{KOH} > \text{Mg}(\text{OH})_2$ y $\text{Ca}(\text{OH})_2$) (Kim *et al.*, 2003). Sin embargo, altas concentraciones de Na^+ o K^+ pueden causar una subsecuente inhibición de la digestión anaeróbica (Mouneimme *et al.*, 2003). En relación a los ST iniciales, conforme su concentración era más alta, mayor la tasa de remoción. Un pretratamiento químico reduce la concentración de los ST debido a una efectiva solubilización de los lodos (Kim *et al.*, 2003), por lo que al incrementarse la concentración de ST, mayor es la degradación de los mismos. Este proceso depende de la dosis de NaOH, lo que determina el grado de degradación de los lodos así como la cantidad de materia orgánica disuelta depende de la concentración de ST (Li *et al.*, 2008).

A pesar de que estadísticamente no se presentaron diferencias significativas en la remoción de los sólidos, si se observó una tendencia a incrementar la remoción de los sólidos en los lodos que fueron expuestos a un pretratamiento en comparación con el control. Sin embargo, al tratarse de lodos primarios los cuales son fácilmente biodegradables debido a su contenido de carbohidratos y grasas de fácil digestibilidad (Gary *et al.*, 2007), el efecto de los pretratamientos no es tan marcado y significativo.

4.2.5 Producción de biogás

La digestión anaeróbica es de particular interés en el pretratamiento de los lodos, reduciendo de manera significativa su concentración y produciendo además biogás que puede ser valorizado energéticamente ya que puede utilizarse como combustible (Appels *et al.*, 2010). La producción de biogás es la etapa final del proceso de la digestión anaeróbica, la cual es llevada a cabo por dos grupos de bacterias: el primer grupo utiliza el acetato para producir metano y CO_2 , mientras que el segundo grupo utiliza al hidrógeno como donador de electrones y al CO_2 como aceptor para producir metano (Appels *et al.*, 2008).

La aplicación de pretratamientos en los lodos puede lograr una mayor estabilización así como un incremento en la producción de biogás (Pham *et al.*, 2009). Al mejorarse el proceso de hidrólisis y en consecuencia la biodegradabilidad de los lodos se aumenta el rendimiento de metano (Ge *et al.*, 2010). Dentro de los pretratamientos que presentaron producción de biogás, el biológico fue el más efectivo, mientras que el control presentó una menor producción que el resto de los pretratamientos (térmico, biológico y mecánico). La producción de biogás se incrementó en un 82.98 % para los lodos expuestos a un pretratamiento mecánico, 95.79 % para los lodos expuestos a un pretratamiento térmico y un 123.24 % en los lodos expuestos a un pretratamiento biológico, en comparación con el control. Lo anterior

indica que en lodos de un efluente de un SRA, la aplicación de pretratamientos aumenta la velocidad de los procesos de digestión y el grado de degradación de los lodos incrementando la producción de biogás en comparación con lodos sin pretratamiento. El TRH es determinante en la producción de biogás es el TRH, ya que cuando este es mayor a ocho días, la digestión de la materia orgánica se estabiliza, incrementándose entonces la producción de AGV, los cuales son los intermediarios más importantes en el proceso de digestión anaeróbica (Appels *et al.*, 2008). Este evento también se presentó en este estudio, puesto que la producción de biogás se incrementó de manera significativa a los 10 días de TRH en comparación a lo obtenido durante los primeros 5 días de TRH. Los AGV que se generan, a su vez son degradados por la reducción de protones por organismos acetógenos en asociación con el hidrógeno que consumen las bacterias metanogénicas (Mechichi y Sayadi, 2005; Appels *et al.*, 2008). La alta producción de biogás indica que una mayor hidrólisis del material orgánico en los lodos es utilizado inmediatamente por las bacterias anaerobias, lo que finalmente facilita los procesos de digestión. Rani *et al.* (2012), observaron una alta tasa de producción de biogás en un corto TRH, la cual disminuyó conforme el TRH aumentaba, concluyendo que en un TRH de 15 días resulta adecuado tanto para la producción de metano como del biogás en general, así como para una eficaz degradación de los lodos.

Los lodos expuestos a un pretratamiento alcalino fueron los únicos donde no hubo producción de biogás en ninguno de los meses en los 15 días de TRH debido al efecto inhibitorio del NaOH en las bacterias anaeróbicas (McCarty, 1964) y al modificar el PH que debe de estar en un intervalo de 7 - 8 (Li *et al.*, 2012) para que este proceso sea efectivo. En la mayoría de las investigaciones que se han llevado a cabo utilizando un pretratamiento alcalino para el mejoramiento de la digestión anaeróbica, hay una posterior estabilización del pH, logrando con esto que la metanogénesis se lleve a cabo cuando el pH se mantiene en la neutralidad (Li *et al.*, 2009; Rani *et al.*, 2012). En este experimento no se llevó a cabo una estabilización del pH posterior al pretratamiento por lo que no se logró obtener una producción de biogás. Para promover la producción de biogás es necesario que en investigaciones posteriores el tiempo de exposición de los lodos a un pretratamiento alcalino sea por periodos de tiempo cortos (minutos a horas) llevando a cabo una posterior estabilización del pH en la neutralidad, utilizando para ello soluciones ácidas como HCl o H₂SO₄.

El pretratamiento mecánico está basado en la desintegración física de las células y parte soluble de los lodos utilizando la transferencia de energía cinética (Kopp *et al.*, 1997). En el pretratamiento mecánico únicamente el pH mostró un efecto significativo sobre la producción de biogás, conforme el pH aumentó, mayor fue la producción de biogás. Cada grupo de microorganismos tiene un intervalo de pH óptimo diferente. Las bacterias metanogénicas son extremadamente sensibles a pH con un óptimo entre 6.5 –

7.2 (Boe, 2006; Turovskiy y Mathai, 2006). En este experimento, los valores de pH estuvieron cercanos a la neutralidad. Los lodos expuestos a un pretratamiento térmico en este estudio lograron un incremento en la producción de biogás en comparación con el tratamiento control. Esto podemos explicarlo porque la aplicación de altas temperaturas altera los enlaces químicos de la pared celular y la membrana, lo que solubiliza los componentes de la célula y de los compuestos orgánicos en los lodos (Appels *et al.*, 2008).

La concentración de sólidos y sus características tiene una influencia en la producción de biogás que se produce en los digestores anaeróbicos por efecto de la concentración de materia orgánica contenida en los lodos (Appels *et al.*, 2008). El contenido de sólidos en los lodos juega un papel importante en la producción y liberación de biogás. Liu *et al.* (2014) observaron que cuando la concentración de sólidos se incrementa de 5 a 10%, la producción de biogás disminuye, obteniendo la mayor producción de biogás cuando el contenido de sólidos fue del 5%. El volumen de los lodos en los digestores no debe ser muy alto, ya que cuando se sobrepasa el 5%, la alta viscosidad se convierte una desventaja en la mezcla y la transferencia de masa (Jolis, 2008). En este estudio los digestores contenían un 20% de lodos y la concentración inicial de ST no superó los 6 gL^{-1} lo que representó el 0.6% del volumen total del efluente esto dio como consecuencia que se llevara de manera efectiva la producción de biogás, sin embargo, dada la concentración de ST, la producción fue menor a la reportada en la mayoría de las investigaciones.

Independientemente del origen de los lodos, cuando se aplica un pretratamiento la solubilidad de los componentes orgánicos se incrementa, lo que reduce los TRH necesarios para la obtención de biogás observándose que tras 15 días la producción puede incrementarse a más del doble en comparación con lodos no tratados.

4.2.6 Dinámica de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

El DBO₅ es un método que cuantifica la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para oxidar la materia orgánica: El DBO₅ se puede usar para cuantificar la masa potencial de carbono disponible para llevar a cabo los procesos de desnitrificación y digestión anaeróbica (APHA, 1998; Hamlin *et al.*, 2008). La DBO₅ puede ser un parámetro válido para indicar la biodegradabilidad y la carga orgánica asimilable en un proceso anaeróbico, por lo cual su medición es crucial para la evaluación del rendimiento del proceso (Speece, 1996; Rani *et al.*, 2012).

En el presente estudio, se observó un DBO₅ alta en todos los pretratamientos. Esto nos indica que en los pretratamientos existía suficiente materia orgánica disponible (fuente de carbono) para que se llevara

cabo en forma simultánea tanto la desnitrificación como la digestión anaeróbica aun después de 15 días de TRH. Los datos obtenidos en este estudio mostraron que la cantidad de materia orgánica en los efluentes acuícolas era alta y que las comunidades bacterianas no la oxidaban tan rápido. Esto se hizo evidente cuando los valores de la DBO₅ medidos en los digestores al final de 15 días de TRH fueron mayores a los iniciales, lo que indica una liberación de compuestos orgánicos resultando en un incremento de la DBO₅. El único pretratamiento que mostró una disminución de la DBO₅ fue el biológico, el cual está asociado a un aporte importante de microorganismos provenientes de los lodos secundarios, además de una mayor concentración de sólidos ya degradados, factores que influyen en una reducción del TRH necesario para una completa eliminación de la DBO₅. La remoción de la materia orgánica en digestores anaeróbicos se puede llevar a cabo por tres procesos: (1) conversión de la materia orgánica a metano, (2) la desnitrificación y, (3) síntesis de nueva biomasa (Barker y Dold, 1995; de la Rubia *et al.*, 2006). La aplicación de pretratamientos en los lodos es seguida por una etapa biológica en la cual los organismos eliminan la DBO₅ remanente y los sólidos en suspensión (Appels *et al.*, 2008).

La temperatura, DBO₅ inicial, la alcalinidad y el pH tuvieron un efecto en la DBO₅ final en los pretratamientos alcalino, mecánico y biológico. Conforme aumentó la temperatura, la DBO₅ final fue mayor. Los incrementos en la DBO₅ se asocian a un incremento en la solubilidad de los compuestos orgánicos conforme aumenta la temperatura (Rehm *et al.*, 2000; Boe, 2006). En los meses con las temperaturas más altas, los valores de DBO₅ fueron significativamente más altos que en el resto de los meses, En periodos de mayor temperatura se presentó un incremento en la DBO₅ durante los primeros días, sin embargo al final de los 15 días del TRH la DBO₅ disminuyó como consecuencia de una reducción de la materia orgánica. Una alta solubilización del material orgánico en los lodos se puede lograr con temperaturas bajas (condiciones psicrófilas), pero con TRH más largos (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

En el pretratamiento térmico y el control, la DBO₅ final no fue afectada por la temperatura, la DBO₅ inicial, la alcalinidad y el pH. En los pretratamientos alcalino, mecánico y biológico cuando la DBO₅ inicial fue mayor, también lo fue la DBO₅ final. En forma paralela, se observó que cuando la alcalinidad aumentó, disminuyó la DBO₅ final en los pretratamientos mecánico y biológico. Únicamente en los lodos expuestos a los pretratamientos alcalino se observó que conforme el pH aumentó, la DBO₅ final fue menor. El pH tiene un efecto importante en el crecimiento de los microorganismos encargados de la digestión anaeróbica, desnitrificación y amonificación (Campos y Flotats, 2003; Estuardo *et al.*, 2008), los cuales son los principales procesos que se llevan a cabo en los digestores anaerobios. Los valores óptimos para que se lleve a cabo la digestión anaeróbica son 6.5 – 7.2 (Boe, 2006; Turovskiy y Mathai, 2006), mientras que el pH adecuado para que se lleve a cabo la amonificación va de 6.5 - 8.5 (Patrick y

Wyatt, 1964). La variación en el pH puede reducir la actividad de dichos organismos, teniendo en consecuencia que la DBO₅ no disminuya. Sin embargo, cuando la alcalinidad presenta valores altos, la medición del pH puede no ser una medida eficaz de la estabilidad de la digestión anaeróbica (Bprnsson *et al.*, 2000), ya que el éxito en la estabilización del pH en los digestores anaerobios de efluentes acuícolas está asociada a la alta alcalinidad de los lodos (Marchaim, 1992; Ahring, 2003). Por lo anterior podemos considerar que al tener una alcalinidad alta y por consiguiente estabilidad en los procesos anaerobio, la DBO₅ tenderá a disminuir. El único pretratamiento que mostró esta tendencia fue el biológico, en donde se observó una menor DBO₅ final cuando la alcalinidad aumentó ya que la solubilización de los lodos y la biodegradabilidad en condiciones anaeróbicas se ve beneficiada cuando la alcalinidad se incrementa (Kim *et al.*, 2003; Valo *et al.*, 2004).

La aplicación de los pretratamientos alcalino, mecánico, térmico y biológico provocó una mayor solubilidad de los lodos, acelerándose la hidrólisis de los compuestos orgánicos teniendo como consecuencia que al final de los 15 días del TRH los valores de DBO₅ en los pretratamientos fueran menores a los obtenidos en el control. Tanto en los lodos pretratados como en el control se presentó una liberación constante de materia orgánica medida como DBO₅, la cual a su vez fue utilizada para los diversos procesos que se llevan a cabo durante la digestión anaeróbica. En base a la constante liberación de componentes orgánicos y a la utilización de los mismos, en ocasiones la DBO₅ inicial fue menor a la DBO₅ final y en ocasiones la DBO₅ final fue menor a la inicial.

La aplicación de los diferentes pretratamientos mostró una mejora en la remoción de los componentes de los lodos de origen acuícola, así como una eficiencia en la producción de biogás. EL pretratamiento biológico presentó un mejor tratamiento integran de los lodos, al presentar una mayor producción de biogás así como una DBO₅ final más baja que la del resto de los pretratamientos. Factores como la concentración de ST y la temperatura tuvieron un marcado efecto procesos como la amonificación, la remoción de ST y la DBO₅ así como en la producción de biogás. Otros factores que deben ser considerados en el tratamiento de los efluentes son las características iniciales de los mismos, las cuales variaron durante todo el año los cuales variaron en función de la densidad de organismos en el SRA, la tasa de alimentación, el estado fisiológico de los organismos, la tasa de asimilación, la tasa de excreción, los cambios estacionales, la integración de un sistema hidropónico en los SRA, el manejo de los filtros biológicos durante el retrolavado y colecta de los efluentes, factores que indudablemente afectaron la calidad y concentración de nutrientes en los efluentes, no solo para el tratamiento de la fracción particulada, sino también en la fracción disuelta en el fotobiorreactor.

Capítulo 5. Conclusiones

5.1 Conclusiones fracción disuelta

- En el tratamiento de la fracción disuelta de efluentes de un cultivo de tilapia en sistemas de recirculación, el uso de un fotobiorreactor mostró una alta capacidad de remoción de las diferentes especies químicas del nitrógeno y el fósforo, sin embargo el tiempo de residencia hidráulica de 5 días de los efluentes en el fotobiorreactor fueron insuficientes, ya que ni $\text{NO}_3\text{-N}$ ni $\text{PO}_4\text{-P}$ presentaron una remoción superior al 60%.
- Los aportes de nitrógeno en el efluente tratado en el fotobiorreactor estuvieron representados principalmente por $\text{NO}_3\text{-N}$ y en menor proporción por NAT y $\text{NO}_2\text{-N}$.
- En la dinámica del nitrógeno en la fracción disuelta se observó que solo cuando la concentración de nitrógeno amoniacal total se agotaba dentro del efluente, se presentaba consumo de $\text{NO}_3\text{-N}$.
- Las principales especies de microalgas presentes en el fotobiorreactor a lo largo de los doce meses que duró el experimento fueron *Scenedesmus obliquus*, *Chlorella vulgaris* y *Selenastrum* sp., las cuales se vieron afectadas en su densidad a causa de la dinámica en la concentración de nutrientes y la temperatura ambiental.
- En efluentes con alta concentración de nutrientes, *S. obliquus* presentó una mayor densidad, mientras que en efluentes con una menor concentración de nutrientes, *Chlorella vulgaris* fue la especie más abundante.
- La comunidad de microalgas en el fotobiorreactor presentan una capacidad de remoción parcial del nitrógeno y el fósforo del efluente de un sistema de recirculación acuícola a lo largo de un año, donde no se mostró una influencia en la remoción por la especie de microalga dominante, asociándose principalmente al corto tiempo de residencia hidráulica del efluente en el fotobiorreactor y a la liberación de nitrógeno y fósforo de los sólidos acumulados en el fondo del fotobiorreactor.

5.2 Conclusiones fracción particulada

- La concentración de nitrógeno total en los digestores disminuyó a causa de los procesos de desnitrificación y mineralización, que se llevaron a cabo durante la digestión anaeróbica, eliminando casi por completo los $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ y disminuyendo la concentración de nitrógeno orgánico.
- Los aportes de nitrógeno en la fracción líquida de los efluentes estuvieron representados principalmente por los incrementos del nitrógeno amoniacal total en la mayoría de los meses en todos los pretratamientos.
- Al tratarse de un proceso anaeróbico, la concentración de fósforo total se incrementó en los digestores como resultado de los procesos de mineralización en los lodos.
- El uso de diferentes pretratamientos en los lodos de origen acuícola mostró una mejora en la capacidad de degradación.
- Los lodos pretratados presentaron una mayor solubilización de la materia orgánica al acelerarse el proceso de hidrólisis, lo que optimizó el proceso de metanogénesis y por ende la producción de biogás en comparación con los lodos no tratados.
- La DBO_5 en los digestores se incrementó durante los primeros 5 a 10 días de tiempo de residencia hidráulica como resultado del incremento en la liberación del material orgánico soluble en el agua disminuyendo al final de los 15 días, siendo más efectiva en el pretratamiento biológico.
- La aplicación de un pretratamiento biológico fue el más efectivo en el tratamiento integral de los efluentes acuícolas.
- La aplicación de pretratamientos a los lodos de efluentes acuícolas promovió una alta desnitrificación así como degradación de los lodos y de los componentes orgánicos contenidos en ellos, de igual forma la producción de biogás aumentó cuando se aplicaron pretratamientos, sin embargo se presentan incrementos de nitrógeno y fósforo como consecuencia del proceso de hidrólisis promovidos por los pretratamientos.

5.3 Conclusión General

La integración de un sistema fotoautotrófico y un sistema heterotrófico en el cual se aplican pretratamientos a los lodos se presenta como una buena estrategia para el tratamiento integral de los efluentes acuícolas, ya que se logra disminuir la concentración de sólidos disueltos y sólidos particulados generando como subproductos biomasa microalgal y biogás

5.4 Recomendaciones

- Incrementar los TRH se los efluentes en los fotobiorreactores con lo cual se puede aumentar la remoción de las especies químicas del fósforo y el nitrógeno así como una mayor producción de biomasa microalgal.
- Llevar a cabo una más eficiente separación de sólidos particulados en el efluente antes de ser vertidos en el fotobiorreactor, con el objetivo de disminuir la liberación de nitrógeno y fósforo durante el TRH.
- Utilizar fotobiorreactores que presente un diseño que mejore la homogenización de las microalgas en el efluente, así como la disponibilidad de luz con lo que se puede incrementar la eficiencia de remoción.
- Realizar ensayos en donde se determine la concentración exacta de materia orgánica ya sea a través de la cuantificación de la demanda bioquímica de oxígeno o de carbono orgánico total y con ello poder determinar la cantidad de materia orgánica en efluentes acuícolas que es degradada en los digestores.
- Llevar a cabo experimentos en los que se utilicen diferentes dosis o intensidad de los tipos de pretratamientos utilizados en este experimento así como combinaciones de ellos con el fin de incrementar la eficiencia de remoción de nutrientes, compuestos orgánicos y el volumen de los lodos, así como un incremento en la producción de biogás.
- Llevar a cabo un experimento en donde se determine la composición bioquímica de los lodos a ser pretratados con el fin de determinar la capacidad de producción de biogás, así como la composición del mismo.

Literatura citada

- Aggelis, G.G., Gavala, H.N., Lyberatos, G. 2001. Combined, separate aerobic and anaerobic biotreatment of green olive debittering wastewater. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 80, 283–292.
- Aguilar-May, B. 2006. Inmovilización de células de la cianobacteria *Synechococcus* sp. para remover nutrientes de efluentes acuícolas. Tesis Doctoral, Departamento de Acuicultura, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada Baja California México, 117 pp.
- Ahn, K.H., Park, K.Y., Maeng, S.K., Hwang, J.G., Lee, J.W., Song, K.G. 2002. Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling. *Water Science and Technology*. 46 (10), 71-77.
- Ahn, Y.H. 2006. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochem*. 41 (8), 1709-1721.
- Ahn, Y.T., Kang, S.T., Chae, S.R., Lee, C.Y., Bae, B.U., Shin, H.S. 2007. Simultaneous high- strength organic and nitrogen removal with combined anaerobic upflow bed filter and aerobic membrane bioreactor. *Desalination*. 202, 114-121.
- Ahring, B.K. 2003. *Biomethanation I y II*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania. 418 pp.
- Ai, W., Guo, S., Qin, L., Tang Y. 2008. Development of a ground-based space microalgae photo-bioreactor, *Advances in Space Research*. 41 (5), 742-747.
- Amaro, H.M., Guedes, A., Malcata, F.X. 2011. Advances and perspectives in using microalgae to produce biodiesel. *Applied Energy* 88 (10), 3402-3410.
- APHA (American Public Health Association). 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (20th Ed), Washington, DC. 1496 pp.
- Appels, L., Baeyens, J., Degréve, J., Dewil, R. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*. 34, 755-781.
- Apul, O.G., Sanin, F.D. 2010. Ultrasonic pretreatment and subsequent anaerobic digestion under different operational conditions. *Bioresource Technology* 101 (23), 8984-8992.
- Arbiv, R., van Rijn, J. 1995. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal from intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. 14 (2), 189-203.
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., Lens, P. N. 2014. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*. 123, 143-156.
- Audrey, P., Julien, L., Christophe, D, Patrick, L. 2011. Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach. *Biochemical Engineering Journal*. 54 (3), 178-184
- Ayol, A., Filibeli, A., Sir, D., Kuzyaka, E. 2008. Aerobic and anaerobic bioprocessing of activated sludge: floc disintegration by enzymes. *Journal of Environmental Science and Health Part A. Toxic/ Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 43 (13), 1528–1535.

- Bailey, L.D., Beauchamp, E.G. 1973. Effects of temperature on NO_3 and NO_2^- reduction, nitrogenous gas production, and redox potential in a saturated soil. *Canadian Journal of Soil Science*. 53, 213-218.
- Barak, Y., Cytryn, E., Gelfand, I., Krom, M., van Rijn, J. 2003. Phosphorus removal in a marine prototype, recirculating aquaculture system. *Aquaculture*. 220 (1), 313-326.
- Barker, P.S., Dold, P. L. 1995. Cod and nitrogen mass balances in activated sludge systems. *Water Research*. 29 (2), 633-643.
- Barrera, B.C., Vázquez, G., Barceló, Q.I., Laure, B.A. 2008. Microalgal dynamics in batch reactors for municipal wastewater treatment containing dairy sewage water. *Water Air Soil Pollution*. 190 (1-4), 259-270.
- Becker, E. W. 1994. *Microalgae: biotechnology and microbiology*. Cambridge University Press. Inglaterra. 280 pp.
- Bergheim, A., Brinker, A. 2003. Effluent treatment for flow through systems and European Environmental Regulations. *Aquacultural Engineering*. 27 (1), 61-77.
- Bill, K., Bott, C., Murthy, S. 2009 Evaluation of alternative electron donors for denitrifying moving bed biofilm reactors (MBBRs). *Water Science and Technology*. 60 (10), 2647-2657.
- Bjorrisen, P.K. 1988. Phytoplankton exudation of organic matter: Why do healthy cells do it? *Limnology and oceanography*. 33 (1), 151-154.
- Boe, K., Angelidaki, I. 2006. Online monitoring and control of the biogas process. Tesis Doctoral. Technical University of Denmark Danmarks Tekniske Universitet, Department of Systems Biology Institut for System Biologi. Dinamarca 47pp.
- Boltz, D. F. 1958. *Colorimetric determination of nonmetals*. Interscience Publishers, New York, NY. 543 pp.
- Borowitzka, L.J., Borowitzka, M.A. 1990. Commercial production of β -carotene by *Dunaliella salina* in open ponds. *Bulletin of Marine Science*. 47 (1), 244-252.
- Borowitzka, M.A., Borowitzka, L.J. 1988. Limits to growth and carotenogenesis in laboratory and large-scale outdoor cultures of *Dunaliella salina*. En: Stadler T., Mollion J., Verdus M.C., Karamanos Y., Morvan H. y Christiaen D. (eds.), *Algal Biotechnology*. Elsevier Applied Science: Barking. 171-181.
- Bougrier, C., Degenes, J.P., Carrère, H. 2007. Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*. 34 (1), 20-27.
- Bouterfas, R., Belkoura, M., Dauta, A. 2002. Light and temperature effects on the growth rate of three freshwater [2pt] algae isolated from a eutrophic lake. *Hydrobiologia* 489 (1-3), 207-217
- Bprnsson, L., Murto, M., Mattiasson, B. 2000. Evaluation of parameters for monitoring an aerobic co-digestion process. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 54 (6), 844-849.
- Braaten, B. 1991. Impact of pollution from aquaculture in six Nordic countries. Release of nutrients, effects, and wastewater treatment. En: De Pauw, N., Joyce, J.N. (Eds.), *Aquaculture and the environment*. European Aquaculture Society Special Publication 16, Gent, Belgica, 79-101.

- Bremner, J.M., Shaw, K. 1958. Denitrification in soil. II. Factors affecting denitrification. *The Journal of Agricultural Science*. 51 (1), 40-52.
- Brock, T.D. 1973. Lower pH limit for the existence of blue- green algae: evolutionary and ecological implications. *Science*. 179 (4072), 480-483.
- Cakir, F.Y., Stenstrom, M.K. 2005. Greenhouse gas production: a comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. *Water Research*. 39 (17), 4197–4203.
- Camacho, J.V. 2001. Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas. Tesis doctoral. Universidad de Castilla. La Mancha. España. 354 pp.
- Campos, E., Flotats, X. 2003. Dynamic simulation of pH in anaerobic processes. *Applied Biochemistry and Biotechnology*. 109 (1-3), 63-76.
- Carlsson, M., Lagerkvist, A., Morgan-Sagastume, F. 2012. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: a review. *Waste Management*. 32 (9), 1634-1650.
- Carrère, H., Dumasa, C., Battimellia, A., Batstoneb, D.J., Delgenès, J.P., Steyera J.P., Ferrer. I. 2010. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials*. 183 (1), 1–15.
- Cervantes, F., Monroy, O., Gómez, J. 1999. Influence of ammonium on the performance of a denitrifying culture under heterotrophic conditions. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 81 (1), 13-21.
- Chan, T.A. 1978. Comparative physiological study of marine diatoms and dinoflagellates in relation to irradiance and cell size. I. Growth under continuous light. *Journal of Phycology*. 14 (4), 396-402.
- Chen, C.Y., Durbin, E.G. 1994 Effects of pH on the growth and carbon uptake of marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*. 109, 83-94
- Chen, S., Coffin, D.E., Malone, R.F. 1993. Production, characteristics and modeling of aquaculture sludge from a recirculating aquaculture system using a granular media biofilter. En. Wang, J.D. (Ed.). *Techniques for modern aquaculture*. American Society of Agricultural Engineers. St. Joseph, MI. 16-26.
- Chen, S.L., Coffin, D.E., Malone, R.F. 1997. Sludge production and management for recirculating aquacultural systems. *Journal of the World Aquaculture Society*. 28 (4), 303-315.
- Chevalier, P., de la Noüe, J. 1985. Efficiency of immobilized hyperconcentrated algae for ammonium and orthophosphate removal from wastewaters. *Biotechnology Letters*. 7 (6), 395-400.
- Climont, M., Ferrer, I., Baeza, M.D., Artola, A., Vázquez, F., Font, X. 2007. Effects of thermal and mechanical pretreatments of secondary sludge on biogas production under thermophilic conditions. *Chemical Engineering Journal*. 133 (1–3), 335-342.
- Colt, J. y Tomasso, J.R. 2001. Hatchery water supply and treatment. In: Wedemeyer, G.A. (Ed.), *Fish Hatchery Management*, (2da ed.) American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 91–186 pp.
- Comeau, Y., Brisson, J., Reville, J.-P., Forget, C., Drioz, A. 2001. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science Technology*. 44, 55-60.

- Conroy, J., Couturier, M. 2010. Dissolution of minerals during hydrolysis of fish waste solids. *Aquaculture*. 298, 220-225.
- Cooper, A.B., Tekippe, R.J. 1982. Proceedings of 55th annual Water Pollution Control Federation conference. St. Louis, MO.
- Crab, R.Y., Avnimelech, T. Deforid, P. Bossier, W. Verstraete. 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*. 270, 1-14.
- Cresswell, R.C., Syrett, P.J. 1982. The uptake of nitrite by the diatom *Phaeodactylum*: Interactions between nitrite and nitrate. *Journal of Experimental Botany*. 33, 1111-1121.
- Dawson, R.N., Murphy, K.L. 1972. The temperature dependence of biological denitrification. *Water Research*. 6, 71-83.
- de la Rubia, M.A., Perez, M., Romero, L.I., Sales, D. 2006. Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process. Biochemistry*. 41, 79–86.
- Delwiche, C.C., Bryan, B.A. 1976. Denitrification. *Annual Review of Microbiology*. 30, 241-262.
- Dortch, Q. 1990. The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton. *Marine ecology progress series*. Oldendorf. 61 (1), 183-201.
- Doucha, J., Lívansý, K. 2006. Productivity, CO₂/O₂ exchange and hydraulics in outdoor open high density microalgal (*Chlorella* sp.) photobioreactors operated in a Middle and Southern European climate. *Journal of Applied Phycology* 18, 811–826.
- Durbin, E.G. 1974. Studies on the autecology of the marine diatom *Thalassiosira nordenskiöldii* cleve. 1. The influence of daylength, light intensity, and temperature on growth. *Journal of Phycology*. 10 (2), 220-225.
- Edwards, A. C., Hooda, P. S., Cook, Y. 2001. Determination of nitrate in water containing dissolved organic carbon by ultraviolet spectroscopy. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 80 (1), 49-59.
- Elser, J.J., Marzolf, E., Goldman, C.R. 1990. The roles of phosphorus and nitrogen in limiting phytoplankton growth in freshwaters: a review of experimental enrichments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 47 (7), 1468-1477.
- EPA U.S. 1979 Process design manual for sludge treatment and disposal. EPA 525/1–79–011. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 1152 pp.
- Estuardo, C., Marti, M.C., Huiliñir, C., Lillo, E.A., von Bennewitz, M.R. 2008. Improvement of nitrate and nitrite reduction rates prediction. *Electronic Journal of Biotechnology*. 11 (3), 73-82
- FAO, (Food and Agriculture Organization of the United Nation). 2016. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma. 224 pp.
- Felföldy L.J.M. 1961. Effect of temperature on photosynthesis in three unicellular green algal strains, *Acta Agronomica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 12 (2), 153-159.

- Fernández, J., Pérez, M., Romero, L.I. 2008. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresource technology*. 99(14), 6075-6080.
- Fernández-Nava, Y., Maranon, E., Soons, J., Castrillón, L. 2010. Denitrification of high nitrate concentration wastewater using alternative carbon sources. *Journal of Hazardous Materials* 173 (1/3), 682–688.
- Ferrer, I., Climent, M., Baeza, M. M., Artola, A., Vázquez, F., & Font, X. 2006. Effect of sludge pretreatment on thermophilic anaerobic digestion. In *Proceedings of the IWA Specialized Conference on Sustainable Sludge Management: State of-the-art, Challenges and Perspectives*, 29-31 pp.
- Fierro, S., Sánchez-Saavedra, M. P., Copalcúa C. 2008 Nitrate and phosphate removal by chitosan immobilized *Scenedesmus*. *Bioresource Technology*. 99 (5), 1274–1279.
- Florencio, F.J., Vega, J.M. 1983. Utilization of nitrate, nitrite and ammonium by *Chlamydomonas reinhardtii*. *Platita*. 158 (4), 288-293.
- Fontenot, Q., Bonvillain, C., Kilgen, M., Boopathy, R. 2007. Effects of temperature, salinity and carbon:nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. *Bioresource Technology*. 90 (9), 1700-1703.
- Franchino, M., Comino, E., Bona, F., Riggio, V.A. 2013. Growth of three microalgae strains and nutrient removal from an agro-zootechnical digestate. *Chemosphere*. 92 (6), 738–744.
- Gallert, C., Winter, J. 2005. Bacterial Metabolism. En Jördening, H.J. y Winter, J. (Eds.) *wastewater treatment systems. Environmental Biotechnology. Concepts and applications*. WILEY- VCH.436 pp.
- Gary, D., Morton, R., Tang, C.C., Horvath, R. 2007. The effect of the microsludge treatment process on anaerobic digestion performance. *Water Environment Federation's Annual Technical Exhibition and Conference, San Diego USA del 13-17 de Octubre 2007*.
- Gao, F., Yang, Z.H., Li, C., Zeng, G.M., Ma, D.H., Zhou, L., 2015. A novel algal biofilm membrane photobioreactor for attached microalgae growth and nutrients removal from secondary effluent. *Bioresource Technology* 179, 8–12.
- Gao, F., Li, C., Yang, Z.H., Zeng, G.M., Feng, L.J., Liu, J.Z., Cai, H.W. 2016. Continuous microalgae cultivation in aquaculture wastewater by a membrane photobioreactor for biomass production and nutrients removal. *Ecological Engineering*. 92, 55-61.
- Gavala, H.N., Yenal, I.U., Skiadas, V., Westermann, P., Ahring, B.K. 2003. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature, *Water Research*. 37 (19), 4561–4572.
- Ge, H., Jensen, P.D., Batstone, D.J. 2010. Pre-treatment mechanisms during thermophilic-mesophilic temperature phased anaerobic digestion of primary sludge, *Water Research*. 44 (1), 123–130.
- Gelfand, I., Barak, Y., Even-Chen, Z., Cytryn, E., Van Rijn, J., Krom, M. D., Neori, A. 2003. A novel zero discharge intensive seawater recirculating system for the culture of marine fish. *Journal of the World Aquaculture Society*. 34 (3), 344-358.

- Goldman, J.C., Shapiro, M.R. 1973. Carbon dioxide and pH: effect on species succession of algae. *Limnology and Oceanography*. 182, 306-307.
- Gordillo, F.J.L., Goutx, M., Figueroa, F.L., Niell, F.X. 1998. Effects of light intensity, CO₂ and nitrogen supply on lipid class composition of *Dunaliella viridis*. *Journal of Applied Phycology* 10 (2), 135-144.
- Grady Jr., C.P.L.Jr., Daigger, G.T., Lim, H.C. 1999. *Biological Wastewater Treatment*. (2da ed.), revised and expanded, CRC Press. 962 pp.
- Graef, S.P. y Andrews, J.F. 1974a. Mathematical modeling and control of anaerobic digestion. *Water Research*. 8, 261–289.
- Graef, S.P. y Andrews, J.F. 1974b. Stability and control of anaerobic digestion. *Water Pollution Control Federation*. 46 (4), 666–683.
- Gray, J.S., Wu, R.S.S., Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal environment. *Marine Ecology Progress Series*. 238, 249-279.
- Gray, N.F. 2005. *Water Technology: An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*, Elsevier, Oxford. 747 pp.
- Grover, J.P. 1997. Resource competition. *Springer Science & Business Media*. New York. (19), 343pp.
- Guellil, A., Boualam, M., Quiquampoix, H., Ginestet, P., Audic, J.M., Block, J.C. 2001. Hydrolysis of wastewater colloidal organic matter by extracellular enzymes extracted from activated sludge flocs. *Water Science and Technology*. 43 (6), 33–40.
- Guerdat, T.C., Losordo, T.M., DeLong, D.P., Jones, R.D. 2013. An evaluation of solid waste capture from recirculating aquaculture systems using a geotextile bag system with a flocculant. *Aquacultural Engineering*. 54, 1– 8.
- Guerrero-Cabrera, L., Rueda, J.A., García-Lozano, H., Navarro, A.K. 2014. Cultivation of *Monoraphidium* sp., *Chlorella* sp. and *Scenedesmus* sp. algae in Batch culture using Nile tilapia effluent. *Bioresource technology*. 161, 455-460.
- Hagopian, D.S., Riley, J.G. 1998. A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering*. 18 (4), 223-244.
- Hamlin, H.J., Michaels, J.T., Beaulaton, C.M., Graham, W.F., Dutt, W., Steinbach, P., Main, K.L. 2008. Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture. *Aquacultural engineering*. 38 (2), 79-92.
- Heijnen, J.J., Mulder, A., Weltevrede, R., Hols, J., Vanleeuwen, H. 1991. Large-scale anaerobic-aerobic treatment of complex industrial-waste water using biofilm reactors. *Water Science and Technology*. 23 (7-9), 1427–1436.
- Heinen, J.M., Hankins, J.A., Adler, P.R. 1996. Watwr Quality and waste production in recirculating trout culture system with feeding of a higher-energy or a lower-energy diet. *Aquaculture Research*. 27 (9), 699-710.

- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. 1995. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. Springer-Verlag, Berlin. 95pp.
- Hiraoka, M., Takeda, N., Sakai, S., Yasuda, A. 1985. Highly efficient anaerobic digestion with thermal pretreatment. *Water Science and Technology*. 17 (7-8), 529–539.
- Hoather, R.C., Rackham, R. F. 1959. Oxidized nitrogen in waters and sewage effluents observed by ultraviolet spectrophotometry. *Analyst (Londres)*. 84 (1002), 548-551.
- Holmer, M., Kristensen, E. 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series*. 80 (2), 191-201.
- Holt M. G., Smayda T. J. 1974. The effect of daylight and light intensity on the growth rate of the marine diatom *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. *Journal of Phycology*. 10 (2), 231-237.
- Hongwei, S., Qing, Y., Yongzhen, P., Xiaoning, S.H.I., Shuying, W.A.N.G., Zhang, S. 2009. Nitrite accumulation during the denitrification process in SBR for the treatment of pre-treated land fill leachate. *Chinese Journal of Chemical Engineering*. 17 (6), 1027-1031.
- Hrubec, T.C., Smith, S.A., Robertson, J.L. 1996. Nitrate toxicity: a potential problem of recirculating systems. *Aquacultural Engineering Society Proceedings II: Successes and Failures in Commercial Recirculating Aquaculture*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service Cooperative Extension, Ithaca, NY.
- Hsieh, C.H., Wu, W.T. 2009. Cultivation of microalgae for oil production with a cultivation strategy of urea limitation. *Bioresource. Technology*. 100 (17), 3921–3926.
- Huang, H. K., Tseng, S. K. (2001). Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment. *Applied microbiology and biotechnology*. 55 (1), 90-94.
- Huggins, D.L., Piedrahita, R.H., Rumsey, T. 2005. Use of computational fluid dynamics (CFD) for aquaculture raceway design to increase settling effectiveness. *Aquacultural Engineering*. 33, 167-180.
- Huiliñir, C., Roa, E., Vargas, D., Roeckel, M., Aspe, E. 2008. Kinetics of syntrophic acetogenesis in saline medium. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 83 (10), 1433-1440.
- Hulshoff Pol. 1995. Waste characteristics and factors affecting reactor performance Notas de lectura en: International Course on Anaerobic Waste water Treatment. Wageningen Agricultural University Delft Netherlands. En. Rajeshwari, K.V., Balakrishnan, M., Kansal, A., Lata, K., Kishore, V.V.N. (Eds.). State of the art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 4(200), 135-156.
- Illés, E., Tombácz, E. 2006. The effect of humic acid adsorption on pH-dependent surface charging and aggregation of magnetite nanoparticles. *Journal of Colloid and Interface Science*. 295(1), 115-123.
- Iqbal, M. y Zafar, S. 1993. Effects of photon flux density, CO₂, aeration rate, and inoculum density on growth and extracellular polysaccharide production by *Porphyridium cruentum*. *Folia Microbiology*. 38 (6), 509–514.
- IWA. 2002. Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes. Anaerobic Digestion Model No.1 IWA Publishing. London.

- Jankowski A. 1964. Algae selection investigations for mass culture purposes, Institute of Zootechnology., Kraków. 176, 83 pp.
- JSWA (Japan Sewage Works Association). 2009. Guideline and manual for planning and design in sewerage systems second part. Japan Sewage Works Association. Tokyo, 341-345.
- Jensen, F.B. 1996. Uptake, elimination and effects of nitrite and nitrate in freshwater crayfish (*Astacus astacus*). *Aquatic toxicology*. 34(2), 95-104.
- Jewell, W.J. y Cummings, R.J. 1990. Expanded bed treatment of complete recycle aquaculture systems. *Water Science and Technology*. 22 (1/2), 443-450.
- Ji, M.K., Kim, H.C., Sapireddy, V.R., Yun, H.S., Abou-Shanab, R.A.I., Choi, J., Lee, W., Timmes, T.C., Inamuddin, Jeon, B.H. 2013. Simultaneous nutrient removal and lipid production from pretreated piggery wastewater by *Chlorella vulgaris* YSW- 04. *Applied microbiology and biotechnology*. 97 (6), 2701-2710.
- Jiang, X., Jin, X., Yao, Y., Li, L., Wu, F. 2008. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water research*. 42 (8), 2251-2259.
- Jitts H.R., McAllister C.D., Stephens K., Strickland J. D.H. 1964. The cell division rates of some marine phytoplankters as a function of light and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 21 (1), 139-157.
- Johansson, D., Ruohonen, K., Kiessling, A., Oppedal, F., Stiansen, J. E., Kelly, M., Juell, J. E. 2006. Effect of environmental factors on swimming depth preferences of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and temporal and spatial variations in oxygen levels in sea cages at a fjord site. *Aquaculture*. 254(1), 594-605.
- Jolis, D. 2008. High-solids anaerobic digestion of municipal sludge pretreated by thermal hydrolysis. *Water Environmental Research*. 80 (7), 654-662.
- Juneja, A., Ceballos R. M., Murthy, G.S. 2013. Effects of Environmental Factors and Nutrient Availability on the Biochemical Composition of Algae for Biofuels Production: A Review. *Energies*. 6 (9), 4607-4638.
- Kafle, G.K., Kim, S.H. 2011. Sludge exchange process on two serial CSTRs anaerobic digestions: Process failure and recovery. *Bioresource Technology*. 102 (13), 6815-6822.
- Kaplan, D., Richmond, A.E., Dubinsky, Z., Aaronson, S. 1986. Algal nutrition. En: Richmond, A. (Ed.), *Handbook for Microalgal Mass Culture*. CRC Press, Boca Raton, FL., USA.147-198.
- Kaspar, H. F., Hall, G. H., Holland, A. J. 1988. Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reductions. *Aquaculture*. 70(4), 333-344.
- Keeney, D.R., Fillery, I.R., Marx, G.P. 1979. Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Science Society of America Journal*. 43 (6), 1124-1128.
- Kessler, E. 1985. Upper limits of temperatures for growth in *Chlorella* (*Chlorophyceae*). *Plant Systematics and Evolution*. 151 (1-2), 67-71.

- Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W., Lee, J. 2003. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 95 (3), 271-275.
- Klas, S., Mozes, N., Lahav, O. 2006. A conceptual, stoichiometry-based model for single-sludge denitrification in recirculating aquaculture systems. *Aquaculture* 259 (1), 328-341
- Kleeberg, A. y Kozerski, H. P. 1997. Phosphorus release in Lake Großer Müggelsee and its implications for lake restoration. In *Shallow Lakes' 95*. Springer Netherlands. 9-26.
- Klemedtsson, L., Svensson, B.H., Lindberg, T., Rosswall, T. 1977. The use of acetylene inhibition of nitrous oxide reductase in quantifying denitrification in soils. *Swedish Journal of Agricultural Research*. 7, 179-185.
- Knosche, R. 1994. An effective biofilter type for Eel culture in recirculating systems. *Aquacultural Engineering*. 13 (1), 71-82.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*. 46 (1), 43-70.
- Kopp, J., Müller, J., Dichtl, N., Schwedes, J. 1997. Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically disintegrated sludge, *Water Science Technology*. 36 (11), 129-136
- Krzystek, L., Ledakowicz, S., Kahle, H.J., Kaczorek, K. 2001. Degradation of household biowaste in reactors. *Journal of Biotechnology*. 92 (2), 103-112.
- Kugelman, I.J. y Van Gorder, S. 1991. Water and energy recycling in closed aquaculture systems. In: *Engineering Aspects of Intensive Aquaculture*. Proc Aquaculture Symposium, Cornell University, April 4–6, 1991. Northeast Regional Agricultural Engineering Service (NRAES)-49, Ithaca, New York.80–87.
- Lanari, D., Franci, C. 1998. Biogas production from solid wastes removed from fish farm effluents. *Aquatic Living Resources*. 11 (4), 289-295.
- Larsson, M., Olsson, T., Larsson, C.M. 1985. Distribution of reducing power between photosynthetic carbon and nitrogen assimilation in *Scenedesmus*. *Planta*. 164(2), 246-253.
- Latala, A. 1991. Effects of salinity, temperature and light on the growth and morphology of green planktonic algae. *Oceanologia*. 31, 119-138.
- Lavens, P., Sorgeloos, P. 1996. Manual on the production and use of live food for aquaculture (No. 361). Food and Agriculture Organization (FAO). 295 pp.
- Lee, K., Lee, C. G. 2001. Effect of light/dark cycles on wastewater treatments by microalgae. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*. 6 (3), 194-199.
- Li, B., Irvin, S. 2007. The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor (SBR). *Biochemical Engineering Journal* 34, 248–255.
- Li, H., Jin, Y., Mahar, R., Wang, Z., & Nie, Y. 2008. Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment. *Bioresource Technology*. 99 (11), 5140-5144.
- Li, H., Li, C., Liu, W., Zou, S., 2012. Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion, *Bioresource Technology*. 123, 189-194.

- Li, H., Liu, L., Li, M., Zhang, X. 2013. Effects of pH, Temperature, Dissolved Oxygen, and Flow Rate on Phosphorus Release Processes at the Sediment and Water Interface in Storm Sewer. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*. 1-7.
- Li, R., Chen, S., Li, X., Lar, J.S., He, Y., Zhu, B., 2009. Anaerobic codigestion of kitchen waste with cattle manure for biogas production. *Energy and Fuels*. 23, 2225-2228.
- Li, W.K.W. 1980. Temperature adaptation in phytoplankton: Cellular and photosynthetic characteristics. En Falkowski, P.G. (Ed) *Primary productivity in the sea*. Plenum Press, New York. 259-279.
- Li, X., Hu, H.-Y., Yang, J. 2010. Lipid accumulation and nutrient removal properties of a newly isolated freshwater microalga, *Scenedesmus* sp. LX1, growing in secondary effluent. *New Biotechnology*. 27, 59-63.
- Li, Y.Y., Noike, T. 1992. Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pre-treatment. *Water Science Technology*. 26, 857-866.
- Liher, S. 1995. Effect of pH on metals precipitation in denitrifying biofilm. *Water Science Technology*. 32, 179-183.
- Lin, J.G., Chang, C.N., Chang, S.C., 2007. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilisation. *Bioresource Technology*. 62, 85-90.
- Litchman, E., Klausmeier, C.A. 2001. Competition of phytoplankton under fluctuating light. *The American Naturalist*. 157(2), 170-187.
- Liu, X. L., Wang, M. M., Hu, X. J., Song, Y. H. 2014. Effect of Total Solids Content on the Biogas Production and Phosphorus Release from Excess Sludge. En *Advanced Materials Research Trans Tech Publications*. (1010), 1006-1009.
- Losordo, T., Timmons, M. 1994. An introduction to water reuse system. En: Timmons, M., Losordo, T. (Eds.), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 1-6.
- Luo, G.Z., Avnimelech, Y., Pan, Y.F., Tan, H.X. 2013. Inorganic nitrogen dynamics in sequencing batch reactors using biofloc technology to treat aquaculture sludge. *Aquacultural Engineering*. 52, 73-79.
- Maestrini, S. Y., Robert, J. M., Leftley, J. W., Collos, Y. 1986. Ammonium thresholds for simultaneous uptake of ammonium and nitrate by oyster-pond algae. *Journal of experimental marine Biology and Ecology*. 102 (1), 75-98.
- Malone, R.F., Pfeiffer, T.J. 2006. Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. 34,389-402.
- Malone, R.F., Chitta, B.S., D.G. Drennan. 1993. Optimizing nitrification in bead filters for warmwater recirculating aquaculture. 315-325 En Wang, J.K. (Ed). *Techniques for modern aquaculture*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan.
- Marchaim, U. 1992. *Biogas Processes for Sustainable Development*. FAO. Rome, Italy. 232pp.
- McCarty, P.L., 1964. *Anaerobic Waste Treatment Fundamentals*. Public Works II, pp. 123-126.

- McDermott, B. L., Chalmers, A. D., Goodwin, J. A. S. 2001. Ultrasonication as a pre-treatment method for the enhancement of the psychrophilic anaerobic digestion of aquaculture effluents. *Environmental technology*. 22 (7), 823-830.
- McInerney, M.J. 1988. Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins en: Zehnder, A.J.B. (Ed.) *Biology of anaerobic microorganisms*. , 373-416.
- Mechichi, T., Sayadi, S. 2005. Evaluating process imbalance of anaerobic digestion of olive mill wastewaters. *Process Biochemistry*. 40 (1), 139-145.
- Meijer, E. M., Zwaan, J. W., Stouthamer, A. H., Wever, R. 1979. Anaerobic respiration and energy conservation in *Paracoccus denitrificans*. *European Journal of Biochemistry*. 96 (1), 69-76.
- Miah, M., Tada, C., Sawayama, S. 2004. Enhancement of biogas production from sewage sludge with the addition of *Geobacillus* sp. strain AT1 culture. *Japan Journal Water Treatment*. 40 (3), 97-104.
- Miao, S. Y., DeLaune, R. D., Jugsujinda, A. 2006. Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake. *Science of Total Environment*. 371 (1-3), 334- 343.
- Miklelsen, D.S., De Datta, S.K., Obcemea, W.N. 1978. Ammonia, a volatilization losses from flooded rice soil, *Soil Science Society American Journal*. 42 (5), 725-730.
- Mirzoyan, N., Gross, A. 2013. Use of UASB reactors for brackish aquaculture sludge digestion under different conditions. *Water Research* 47, 2843-2850.
- Mirzoyan, N., Tal Y., Gross, A. 2010. Anaerobic digestion of sludge from intensive recirculating aquaculture systems: review. *Aquaculture*. 306, 1-6.
- Mogensen, A.S., Dolfing, J., Haagenen, F., Ahring, B.K. 2003. Potential for anaerobic conversion of xenobiotics. *Biomethanation II*. Springer Berlin Heidelberg. 69-134.
- Mouneimne, A.H., Carrère, H., Bernet, N., Delgenes, J.P. 2003. Effect of saponification on the anaerobic digestion of solid fatty residues. *Bioresource Technology*. 90(1), 89-94.
- Muller, J.A. 2000. Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge, *Water Science Technology*. 42 (9), 167-174.
- Nah IW, Kang YW, Hwang KY, Song WK. 2000. Mechanical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process. *Water Research*. 34, 2362-8.
- Neyens E. y Baeyens, J. 2003. A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *Journal of Hazardous Materials*. 98 (1), 51-67.
- Nissenbaum, A. 1979. Phosphorus in marine and non-marine humic substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 43 (12), 1973-1978.
- Nömmik, H. 1956. Investigations on denitrification in soil. *Acta Agriculturae Scandinavica*. 6 (2), 195-228.
- Oh-Hama, T., Miyachi, S. 1992. *Chlorella*. In Borowitzka, M. A. & Borowitzka, L.J. (Eds.) *Microalgae Biotechnology*. Cambridge University Press, Cambridge. UK. 3-26.

- Olguín, E. J., Galicia, S., Mercado, G., Pérez, T. 2003. Annual productivity of (*Spirulina Arthrospira*) and nutrient removal in a pig wastewater recycling process under tropical conditions. *Journal of Applied Phycology*, 15 (2-3), 249-257.
- Paasche E., 1968. Marine plankton algae grown with light-dark cycles. II. *Ditylum brightwellii* and *Nitzschia turgidula*. *Physiologia Plantarum*. 21, 66-77.
- Park, J.B.K., Craggs, R.J., Shilton, A.N. 2011. Wastewater treatment high rate algal for biofuel production. *Bioresource Technology*. 102, 35-42.
- Parsons, T.R., Maita, Y., Lalli, C.M. 1984. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnology and Oceanography*. 14, 799pp.
- Patrick, W.H., Wyatt, R. 1964. Soil nitrogen loss as a result of alternate submergence and drying. *Soil Science Society of America Journal*. 28 (5), 647-653.
- Pham, T.T.H., Brar, S.K., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y. 2009. Ultrasonication of wastewater sludge consequences on biodegradability and flowability. *Journal of Hazardous Materials*. 163, 891-898.
- Pind, P. F., Angelidaki, I., Ahring, B. K., Stamatelatou, K., Lyberatos, G. 2003. Monitoring and control of anaerobic reactors. En *Biomethanation II* (pp. 135-182). Springer Berlin Heidelberg.
- Pittman J.K., Dean A.P., Osundeko O. 2011. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresource Technology*. 102:17-25.
- Pitts, M.E., Adams, V.D. 1987. Method for total nitrogen in fresh water and wastewater samples. In *Proceedings of the AWWA 1986 Water Technology Conference, Advances in water analysis and treatment*, pp. 849-858. American Water Works Association. Denver, CO.
- Powell, N., Shilton, A. N., Pratt, S., Chisti, Y. 2008. Factors influencing luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilization ponds. *Environmental science technology*. 42 (16), 5958-5962.
- Prins, H. B. A. y Elzenga, J. T. M. 1989. Bicarbonate utilization: function and mechanism. *Aquatic Botany*, 34 (1), 59-83.
- Puigagut, J., Angles, H., Chazarenc, F., Comeau, Y. 2011. Decreasing phosphorus discharge in fish farm ponds by treating the sludge generated with sludge drying beds. *Aquaculture* 318, 7-14.
- Ramos-Chávez, J. 2014. Tratamiento de efluentes de una planta piloto de producción hiper intensiva de tilapia nilótica con dos cepas de microalgas. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 114 pp.
- Rani, R.U., Kumar, S.A., Kaliappan, S., Yeom, I.T., y Banu, J.R. 2012. Low temperature thermo-chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. *Bioresource Technology*. 103 (1), 415-424.
- Reddy, K.R. y Patrick, W.H.Jr. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 13(4), 273-309.
- Reddy, K.R., Patrick, W.H.Jr. 1979. Nitrogen fixation in flooded soil. *Soil Science*. 128 (2), 80-85.
- Rehm, H.J., Reed, G., Puhler, A., Stadler, P.J.W. 2000. *Biotechnology*, vol. 11A: Environmental processes I. (2da ed.). New York: Wiley.

- Reynolds, J.H., Middlebrooks, E.J., Porcella, D.B., Grenney, W.J. 1975. Effects of temperature on growth constants of *Selenastrum capricornutum*. Journal (Water Pollution Control Federation). 2420-2436.
- Rodolfi, L., Zittelli, G.C., Bassi, N., Padovani, G., Biondi, N., Bonini, G., Tredici, M.R. 2009. Microalgae for oil: strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor. Biotechnology and Bioengineering. 102 (1), 100-112.
- Rodríguez, L., Villasenor, J., Fernandez, F.J. 2007. Use of agro- food wastewaters for the optimization of the denitrification process. Water Science and Technology. 55 (10), 63-70
- Roelke, D.L., Eldridge, P.M., Cifuentes, L.A. 1999. A model of phytoplankton competition for limiting and nonlimiting nutrients: implications for development of estuarine and nearshore management schemes. Estuaries. 18, 92-104.
- Rousseau, P., Steyer, J.P., Volcke, E.I.P., Bernet, N., Beline, F. 2008. Combined anaerobic digestion and biological nitrogen removal for piggery wastewater treatment: a modelling approach. Water Science and Technology. 58 (1), 133-141.
- Ruiz, I., Soto, M., Veiga, M.C., Ligeró, P., Vega, A., Blázquez, R. 1998. Performance of and biomass characterization in a UASB reactor treating domestic wastewater at ambient temperature. Water SA. 24 (3), 215-221.
- Ruiz-Marín, A., Mendoza-Espinosa, L.G., Stephenson, T. 2010. Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater. Bioresource Technology. 101 (1), 58-64.
- Saleh, M.M.A., Mahmood, U.F. 2004. Anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. Eighth International Water Technology Conference, IWTC8 2004, Alexandria, Egypt. 817-833.
- Saleh-Lakha, S., Shannon, K.E., Henderson, S.L., Goyer, C., Trevors, J.T., Zebarth, B.J., Burton, D.L. 2009. Effect of pH and temperature on denitrification gene expression and activity in *Pseudomonas mandelii*. Applied and Environmental Microbiology, 75 (12), 3903-3911.
- Salsabil, M.R., Prorot, A., Casellas, M., Dagot, C. 2009. Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility. Chemical Engineering Journal. 148 (2), 327-335.
- Samejima, H., Myers, J. 1958. On the heterotrophic growth of *Chlorella pyrenoidosa*. Microbiology. 18(1), 107-117.
- Sathasivan, A. 2008. Biological Phosphorus Removal Processes for Wastewater Treatment. En: Vigneswaran S. 2008. Waste water treatment technologies. Faculty of Engineering, University of Technology Sydney. Sydney. Australia.
- Schloemer, R.H., Garrett, R.H. 1974. Uptake of nitrite by *Neurospora crassa*. Journal of Bacteriology US. 118 (1), 270-274.
- Schneider, O., Chabrilion-Popelka, M., Smidt, H., Haenen, O., Sereti, V., Eding, E. H., Verreth, J. A. 2007. HRT and nutrients affect bacterial communities grown on recirculation aquaculture system effluents. FEMS Microbiology Ecology. 60 (2), 207-219.

- Sharrer, M., Rishel, K., Taylor, A., Vinci, B.J., Summerfelt, S.T. 2010. The cost and effectiveness of solids thickening technologies for treating backwash and recovering nutrients from intensive aquaculture systems. *Bioresource Technology*. 101 (17), 6630-6641.
- Shin, H.S., Kim, K.Y., Lee, C.Y., Kang, S.T. 2002. Effect of alkalinity and substrate on simultaneous denitrification and methanogenesis. *Proceedings of the Water Environment Federation*. 2002 (15), 240-246.
- Shnel, N., Barak, Y., Ezer, T., Dafni, Z., van Rijn, J. 2002. Design and performance of a zero-discharge tilapia recirculating system. *Aquacultural Engineering*. 26 (3), 191-203.
- Silveira, M.L., y O'Connor, G.A. 2013. Temperature Effects on Phosphorus Release from a Biosolids-Amended Soil. *Applied and Environmental Soil Science*. 1-8.
- Sletten, O., Bach, C.M. 1961. Modified stannous chloride reagent for orthophosphate determination. *Journal American Water Works Association*. 53 (8), 1031-1033.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. 1979. *Biometría. Principios y Métodos Estadísticos en la Investigación Biológica*. H. Blume, Barcelona, 832 pp.
- Solorzano, L., Sharp, J.H. 1980. Determination of total dissolved nitrogen in natural waters. *Limnology Oceanographic*. 25 (4), 751-754.
- Sorokin C., Krauss R.W. 1958. The effects of light intensity on the growth rates of green algae. *Plant Physiology*. 33, 109-113.
- Speece, R.E. 1996 *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. *Environmental Science Technology*. 17 (9), 416A-427A.
- Stanford, G., Dzienia, S., Vander Pol, R.A. 1975. Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Science Society of America, Proceedings*. 39 (5), 867-870.
- Steeman Nielsen, E. 1975. *Marine photosynthetic with special emphasis on ecological aspects*. Elsevier Scientific Publishing. Co. New York. 142 pp.
- Stewart, N.T., Boardman, G.D., Helfrich, L.A. 2006. Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. *Aquacultural Engineering*. 35 (2), 166-178.
- Stockenreiter, M., Haupt, F., Graber, A. K., Seppälä, J., Spilling, K., Tamminen, T., Stibor, H. 2013. Functional group richness: implications of biodiversity for light use and lipid yield in microalgae. *Journal of phycology*. 49(5), 838-847.
- STORA (Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater). 1985. *Optimalisatie van de gistings gas productie. Handboek voorkomen en bestrijden van licht silb*. Holanda.
- Strickland, J. D.H., Parsons, T. R. 1965. *A manual of sea water analysis*. (2da ed.). Fisheries Research Board of Canada, Ottawa. 310 pp.
- Stumm, W., y Morgan, J. J. 1996. *Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters*, JohnWiley and Sons. Inc., New York. 1022 pp.

- Summerfelt, S.T., Adler, P.R., Glenn, D.M., Kretschmann, R. 1999. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering*. 19 (2), 81-92.
- Suzuki, Y., Maruyama, T., Numata, H., Sato, H., Asakawa, M. 2003. Performance of a closed recirculating system with foam separation, nitrification and denitrification units for intensive culture of eel: towards zero emission. *Aquacultural Engineering*. 29 (3), 165-182.
- Suzuki, Y., Takahashi, M. 1995. Growth responses of several diatom species isolated from various environments to temperature. *Journal of Phycology*. 31 (6), 880-888.
- Swinarski, M., Makinia, J., Czerwionka, K., Chrzanowska, M. 2009. Industrial wastewater as an external carbon source for optimization of nitrogen removal at the 'Wschod' WWTP in Gdansk (Poland). *Water Science and Technology*. 59 (1), 57-64.
- Syrett, P.J. 1981. Nitrogen metabolism of microalgae. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Tal, Y., Schreier, H.J., Sowers, K.R., Stubblefield, J.D., Place, A.R., Zohar, Y. 2009. Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. *Aquaculture*. 286(1), 28-35.
- Tanaka, S. y Kamiyama, K. 2002. Thermochemical pre-treatment in the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Science Technology*. 46, 173-9.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K., Signey Bildan, M.L. 1997. Effects of thermochemical pre-treatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Science and Technology*. 35, 209-15.
- Tate III, R.L. 2000. *Soil microbiology*. John Wiley & Sons. (2da Ed). New York, NY. 398pp.
- Tchobanoglous, G., Burton F.L., Stensel, H.D. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, (4ta ed.). Metcalf & Eddy, Inc. McGraw-Hill, New York. 1823 pp.
- Thomas, R. J., Hipkin, C. R., Syrett, P. J. 1976. The interaction of nitrogen assimilation with photosynthesis in nitrogen deficient cells of *Chlorella*. *Planta*. 133(1), 9-13.
- Thomas L, Jungschaffer G, Sprossler B. 1993. Improved sludge dewatering by enzymatic treatment. *Water Science and Technology*. 28, 189-92.
- Tiehm A, Nickel K, Zellhorn M, Neis U. 2001. Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research*. 35 (8), 2003-2009.
- Timmons, M.B., Ebeling, J.M., 2007. *Recirculating Aquaculture*. Northeastern Regional Aquaculture Center, Ithaca, New York. 630 pp.
- Turovskiy, I.S., Mathai, P.K. 2006. *Wastewater sludge processing*. New York: Wiley. 354 pp.
- Ucisik, A.S. y Henze, M., 2008. Biological hydrolysis and acidification of sludge under anaerobic conditions: the effect of sludge type and origin on the production and composition of volatile fatty acids. *Water Research*. 42, 3729-3738.
- Valo, A., Carrere, H., Delgenes, J.P. 2004. Thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 79(11), 1197-1203.

- Van Cleemput, O. y Patrick, W.H. 1974. Nitrate and nitrite reduction in flooded gamma-irradiated soil under controlled pH and redox potential conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 6 (2), 85-88.
- Van der Ha, D., Bundervoet, B., Verstraete, W., Boon, N. 2011. A sustainable, carbon neutral methane oxidation by a partnership of methane oxidizing communities and microalgae. *Water Research*. 45 (9), 2845-2854.
- Van Kessel, J.F. 1978. Gas production in aquatic sediments in the presence and absence of nitrate. *Water Research*. 12 (5), 291-297.
- Van Rijn, J. 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture-a review. *Aquaculture*. 139 (3), 181-201.
- Vepraskas, M.J. yFaulkner, S.P. 2001. Redox chemistry of hydric soils. En: Richardson, J.L., Vepraskas, M.J. (Eds.), *Wetland Soils*. Lewis Publishers, Florida, 85-107 pp.
- Vezzuli, L., Chelossi, E., Riccardi, G., Fabiano, M. 2002. Bacterial community structure and activity in fish farm sediments of the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture International*. 10 (2), 123-141.
- Viadero, R.C., Cunningham J.H., Semmens K.J., Tierney A.E. 2005. Effluent and production impacts of flow-through aquaculture operations in West Virginia. *Aquacultural Engineering*. 22 (4), 258-270.
- Voltolina, D, Cordero, B, Nieves, M., Soto. LP. 1998. Growth of *Scenedesmus* sp. in artificial wastewater. *Bioresource Technology*. 68 (3), 265-268.
- Voltolina, D., Gomez-Villa, H., Correa, G. 2005. Nitrogen removal and recycling by *Scenedesmus obliquus* in semicontinuous cultures using artificial wastewater and a simulated light and temperature cycle. *Bioresource Technology*. 96 (3), 359-362.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. 380 (1-3), 48-65.
- Wang, L., Min, M., Li, Y., Chen, P., Chen, Y., Liu, Y., Wang, Y., Ruan, R. 2010a. Cultivation of Green Algae *Chlorella* sp. in Different Wastewaters from Municipal Wastewater Treatment Plant. *Apply Biochemical Biotechnology*. 162, 1174-1186.
- Wang, L., Li, Y., Chen, P., Min, M., Chen, Y., Zhu, J., Ruan, R.R., 2010b. Anaerobic digested dairy manure as a nutrient supplement for cultivation of oil-rich green microalgae *Chlorella* sp.. *Bioresource Technology*. 101 (8), 2623–2628.
- Wang, X.X., Qiu, Z.F., Lu, S.G., Ying, W.C. 2010c. Characteristics of organic, nitrogen and phosphorus species released from ultrasonic treatment of waste activated sludge, *Journal of Hazardous Material*. 176 (1-3), 35-40.
- Watts, S., Hamilton, G., Keller, J. 2006. Two-stage thermophilic-mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge-from a biological nutrient removal plant, *Water Science and Technology*. 53 (8), 149-157.
- Weemaes, M.P.J. y Verstraete, W. 1998. Evaluation of current wet sludge disintegration techniques. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 73 (2), 83-92.

- WPCF. 1987. Anaerobic Sludge Digestion. Manual Practice No. 19, (2da Ed.) Water Pollution Control Federation, Alexandria, VA.
- Wu, Y., Wen, Y., Zhou, J., Wu, Y. 2014. Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering*. 18(1), 323-329.
- Wu, Y.H., Li, X., Yu, Y., Hu, H.Y., Zhang, T.Y., Li, F.-M. 2013. An integrated microalgal growth model and its application to optimize the biomass production of *Scenedesmus* sp. LX1 in open pond under the nutrient level of domestic secondary effluent. *Bioresource Technology*. 144, 445-451.
- Yeh, K.L. y Chang, J.S. 2012. Effects of cultivation conditions and media composition on cell growth and lipid productivity of indigenous microalga *Chlorella vulgaris* ESP-31. *Bioresource technology*. 105, 120-127.
- You, T. y Barnett, S.M. 2004. Effect of light quality on production of extracellular polysaccharides and growth rate of *Porphyridium cruentum*. *Biochemical Engineering Journal*. 19 (3), 251-258.
- Yunqin, L., Dehan, W., Shaoquan, W., Chunmin, W. 2009. Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge. *Journal of Hazardous Materials*. 170 (1), 366-373.
- Zar, J.H. 1984. *Bioestadistical Analysis*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs. New Jersey. 718pp.
- Zeeman, G., Sanders, W.T.M., Wang, K.Y., Lettinga, G. 1997. Anaerobic treatment of complex wastewater and waste activated sludge - application of an upflow anaerobic solid removal (UASR) reactor for the removal and pre-hydrolysis of suspended COD. *Water Science and Technology*. 35, 121-128.
- Zhang, D.Q., Gersberg, R.M., Keat, T.S. 2009. Constructed wetlands in China. *Ecology Engineering*. 35(10), 1367-1378.
- Zhao, Y., Wang, J., Zhang, H., Yan, C., Zhang, Y. 2013. Effects of various LED light wavelengths and intensities on microalgae-based simultaneous biogas upgrading and digestate nutrient reduction process. *Bioresource technology*. 136, 461-468.
- Zhou, W., Li, Y., Min, M., Hu, B., Chen, P., Ruan, R. 2011. Local bioprospecting for high-lipid producing microalgal strains to be grown on concentrated municipal wastewater for biofuel production. *Bioresource Technology*. 102 (13), 6909-6919.
- Zohar, Y., Tal, Y., Schreier, H. J., Steven, C., Stubblefield, J. Place., A. 2005. Commercially feasible urban recirculated aquaculture: Addressing the marine sector. In, *Urban Aquaculture*, B. Costa-Pierce, ed. CABI Publishing, Cambridge, MA. 159-171.