

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE PESQUERÍA



**“USO DEL EFLUENTE DE CULTIVO DE TILAPIA GRIS
(*Oreochromis niloticus*) EN UN MÓDULO DE CULTIVO
HIDROPÓNICO DE LECHUGA (*Lactuca sativa*)”**

**TESIS PARA OPTAR TÍTULO DE
INGENIERO PESQUERO**

GIANNI REGIE VIZCARRA VITERI

LIMA – PERÚ

2023

Document Information

Analyzed document	Tesis Gianni Vizcarra .pdf (D142746249)
Submitted	8/8/2022 6:57:00 PM
Submitted by	Elsa Vega Galarza
Submitter email	evegalarza@lamolina.edu.pe
Similarity	0%
Analysis address	evegalarza.unalm@analysis.arkund.com

Sources included in the report

Entire Document

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA FACULTAD DE PESQUERÍA “USO DEL EFLUENTE DE CULTIVO DE TILAPIA GRIS (*Oreochromis niloticus*) EN UN MÓDULO DE CULTIVO HIDROPÓNICO DE LECHUGA (*Lactuca sativa*)”
TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO PESQUERO GIANNI REGIE VIZCARRA VITERI LIMA - PERÚ 2022 La UNALM es titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación (Art. 24 - Reglamento de Propiedad Intelectual)

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA FACULTAD DE PESQUERÍA “USO DEL EFLUENTE CULTIVO DE TILAPIA GRIS (*Oreochromis niloticus*) EN UN MODULO DE CULTIVO HIDROPÓNICO DE LECHUGA (*Lactuca sativa*)”
TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO PESQUERO Presentada por: GIANNI REGIE VIZCARRA VITERI Sustentada y aprobada por el siguiente jurado: M. Eng. María Cristina Miglio Toledo Presidente Mg. Sc. Beatriz Elena Angeles Escobar Mg. Sc. Jessie Martina Vargas Cárdenas Miembro Miembro Mg. Sc. Elsa Victoria Vega Galarza Asesora

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS N° 008-FAPE-2021 Los que suscriben, miembros de Jurado para la sustentación de la tesis titulada: “USO DEL EFLUENTE DE CULTIVO DE TILAPIA GRIS (*Oreochromis niloticus*) EN UN MÓDULO DE CULTIVO HIDROPÓNICO DE LECHUGA (*Lactuca sativa*)” Presentada por su autor el Sr. Gianni Regie Vizcarra Viteri, Bachiller en Ciencias - Ingeniería Pesquera, luego de estudiar su contenido, se han reunido en la fecha y han procedido a escuchar la exposición del autor, a formular las observaciones y preguntas pertinentes y luego de una evaluación del conjunto lo declaran APROBADO con el calificativo de SOBRESALIENTE En Consecuencia, el autor de la tesis queda APTO para recibir el título profesional de INGENIERO PESQUERO, de acuerdo al Art. 150, inciso “b” del Reglamento General de la Universidad Nacional Agraria La Molina. La Molina, 28 de setiembre de 2021 M.Sc. María Cristina Miglio Toledo Presidente M.Sc. Jessie Vargas Cárdenas Miembro M.Sc. Beatriz Elena Angeles Escobar Miembro M.Sc. Elsa Victoria Vega Galarza Asesor UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA RECTORADO FACULTAD DE PESQUERIA “Año del Bicentenario del Perú: 200 años de Independencia”

DEDICATORIA A mis padres que siempre fueron la guía en mi camino, quienes me han dado ánimos y fuerzas en todos los momentos de mi vida, en especial a mi padre JOSÉ RAÚL VIZCARRA ZUÑIGA, que ahora me guía desde arriba.

AGRADECIMIENTOS A la profesora Elsa Vega por su disponibilidad y paciencia en todo este tiempo, a los miembros del jurado por su tiempo y dedicación. A la UNALM por el financiamiento brindado al proyecto “Utilización del efluente de un sistema de recirculación en acuicultura SRA de tilapia (*O. niloticus*) en la producción de lechuga hidropónica bajo un modelo de producción acuapónico”

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE PESQUERÍA

**“USO DEL EFLUENTE DE CULTIVO DE TILAPIA GRIS (*Oreochromis niloticus*)
EN UN MÓDULO DE CULTIVO HIDROPÓNICO DE LECHUGA (*Lactuca sativa*)”**

**TESIS PARA OPTAR TÍTULO DE
INGENIERO PESQUERO**

Presentada por:

GIANNI REGIE VIZCARRA VITERI

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

M. Eng. María Cristina Miglio Toledo

Presidente

Mg. Sc. Beatriz Elena Angeles Escobar

Miembro

Mg. Sc. Jessie/Martina ~~Vargas~~ Cárdenas

Miembro

Mg. Sc. Elsa Victoria Vega Galarza

Asesora

DEDICATORIA

A mis padres que siempre fueron la guía en mi camino, quienes me han dado ánimos y fuerzas en todos los momentos de mi vida, en especial a mi padre JOSÉ RAÚL VIZCARRA ZUÑIGA, que ahora me guía desde arriba.

AGRADECIMIENTOS

A la profesora Elsa Vega por su disponibilidad y paciencia en todo este tiempo, a los miembros del jurado por su tiempo y dedicación.

A la UNALM por el financiamiento brindado al proyecto “Utilización del efluente de un sistema de recirculación en acuicultura SRA de tilapia (*O. niloticus*) en la producción de lechuga hidropónica bajo un modelo de producción acuapónico”

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1.	Sistema de recirculación en acuicultura (SRA).....	4
2.2.	Cultivo de tilapia en sistema de recirculación en acuicultura.....	5
2.2.1.	Alimentación.....	5
2.2.2.	Densidad de carga para tilapia.....	7
2.3.	Calidad de agua para cultivo de tilapia (<i>O. niloticus</i>).....	7
2.4.	Evaluación del efluente en acuicultura.....	9
2.5.	Requerimientos nutricionales de la lechuga.....	11
2.6.	Sistemas integrados de acuicultura.....	13
2.7.	Sistemas acuapónicos.....	14
III.	METODOLOGÍA.....	17
3.1.	Lugar y fecha de ejecución.....	17
3.2.	Descripción del sistema de recirculación acuapónico.....	17
3.3.	Fuente de agua y caudales de operación.....	19
3.4.	Activación del biofiltro.....	20
3.5.	Selección de peces experimentales.....	20
3.6.	Material de cultivo hidropónico.....	21
3.7.	Desarrollo de la investigación.....	21
3.7.1.	Caracterización de la calidad de agua.....	21
3.7.2.	Evaluación de la eficiencia de cada componente del sistema.....	24
3.7.3.	Evaluación de parámetros productivos en peces y lechugas.....	26
3.7.4.	Diseño experimental.....	28
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	31
4.1.	Caracterización de la calidad de agua.....	31
4.1.1.	Temperatura (°C).....	31
4.1.2.	Oxígeno Disuelto (mg/L).....	33
4.1.3.	pH.....	35
4.1.4.	Alcalinidad total (mg/L CaCO ₃).....	37
4.1.5.	Dureza total (mg/L CaCO ₃).....	39

4.1.6. Conductividad Eléctrica (C.E.).....	40
4.1.7. Compuestos nitrogenados.....	41
4.1.8. Nutrientes presentes en el sistema acuapónico.....	45
4.1.9. Fosfatos (PO_4^{-3}).....	52
4.2. Caracterización del sistema acuapónico	54
4.2.1. Eficiencia del filtro mecánico.....	54
4.2.2. Eficiencia del filtro biológico	55
4.3. Evaluación del crecimiento y producción de peces y lechugas.....	60
4.3.1. Peces	60
4.3.2. Lechugas.....	61
V. CONCLUSIONES.....	63
VI. RECOMENDACIONES	64
VII. BIBLIOGRAFÍA	65
VIII. ANEXOS.....	75

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Calidad de agua requerida para cultivo de tilapia (<i>O. niloticus</i>)	8
Tabla 2: Soluciones nutritivas para cultivo de lechuga hidropónica propuestas por distintos autores	13
Tabla 3: Caracterización inicial de agua usada en la investigación	20
Tabla 4: Equipos y frecuencia de medición de parámetros físicos y químicos	22
Tabla 5: Rango de peso inicial en las dos etapas de la investigación	27
Tabla 6: Valores de temperaturas (°C) promedio del agua en el sistema acuapónico	31
Tabla 7: Valores de oxígeno disuelto promedio (mg/L) del agua en el sistema acuapónico	33
Tabla 8: Registro de pH promedio y desv. st. del agua en el sistema acuapónico	36
Tabla 9: Variación porcentual de nutrientes en el sistema acuapónico	45
Tabla 10: Concentraciones (mg/L) promedios de PO_4^{-3} a la salida de los biofiltros y camas hidropónicas	53
Tabla 11: Registro de solidos sedimentables	54
Tabla 12: Índices de eficiencia de filtro biológico	56
Tabla 13: Variación promedio de NAT (mg/L) durante 24 horas e índices de eficiencia	58
Tabla 14: Parámetros productivos de tilapia	60
Tabla 15: Índices de crecimiento en las cuatro variedades de lechugas cultivadas	61

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes para las plantas	12
Figura 2: Esquema del sistema de recirculación y acuapónico del experimento	18
Figura 3: Raíces en plántula y en peso final de lechugas	28
Figura 4: Registro diario de temperaturas (°C) promedio en el sistema acuapónico	32
Figura 5: Registro diario promedio de OD (mg/L) a las 09:00 horas	34
Figura 6: Registro diario promedio de OD (mg/L) a las 16:00 horas	35
Figura 7: Registro diario de pH 09:00 horas	36
Figura 8: Registro diario de pH 16:00 horas	37
Figura 9: Registro de variación promedio semanal de alcalinidad total (mg/L CaCO ₃)	38
Figura 10: Registro de variación promedio semanal de dureza total (mg/L CaCO ₃)	39
Figura 11: Registro de variación promedio semanal de C.E. (μS/cm)	40
Figura 12: Registro de variación promedio de NAT (mg/L)	41
Figura 13: Registro de variación de nitritos (N-NO ₂ ⁻)	43
Figura 14: Registro de variación promedio de Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	44
Figura 15: Concentraciones (mg/L) promedios de potasio presentes en el sistema acuapónico	46
Figura 16: Concentraciones (mg/L) promedios de calcio presentes en el sistema acuapónico	47
Figura 17: Concentraciones (mg/L) promedios de magnesio presentes en el sistema acuapónico	48
Figura 18: Concentraciones (mg/L) promedios de sulfatos presentes en el sistema acuapónico	49
Figura 19: Concentraciones (mg/L) promedios de hierro y cobre en el sistema acuapónico	50
Figura 20: Concentración promedio de Manganeseo y Zinc en el sistema acuapónico	51
Figura 21: Concentraciones (mg/L) promedios de boro en el sistema acuapónico	51
Figura 22: Concentraciones (mg/L) promedios de NAT durante 24 horas en el sistema acuapónico	59

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Concentraciones promedio de nutrientes en mg/L del sistema acuapónico	75
Anexo 2: Sistema acuapónico de la investigación.....	76
Anexo 3: Tanque de cultivo de peces y filtro mecánico.....	76
Anexo 4: Filtros biológicos	77
Anexo 5: Lechugas del cultivo acuapónico en la semana 3	77
Anexo 6: Resultados estadísticos	78

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo principal caracterizar la concentración de macro y micro elementos en los efluentes de la producción de juveniles de tilapia gris (*Oreochromis niloticus*), a una densidad inicial de 3 kg / m³, donde, se incluye un módulo de cultivo de lechuga (*Lactuca sativa*), mediante la técnica de raíces flotantes, en un sistema de recirculación acuícola. El estudio se desarrolló en el Centro de Investigación Piscícola (CINPIS) de la Universidad Nacional Agraria La Molina, durante 4 semanas; se evaluaron los efluentes del cultivo de peces, y en otras 4 semanas los efluentes de cultivo de peces conectados a una cama hidropónica con 20 unidades de lechugas, teniendo 3 repeticiones en ambas etapas. Se utilizó un alimento con 35 % de proteína de la marca Aquatech, suministrando una tasa de alimentación inicial de 3 % y finalizando con 2.8 %. Se realizaron mediciones de los siguientes parámetros de calidad de agua: temperatura, oxígeno, pH, dureza, alcalinidad, conductividad eléctrica, NAT, nitritos, nitratos, macros y micros elementos como potasio, sulfatos, calcio, magnesio, hierro, cobre, zinc, manganeso, boro, además se midió la eficiencia de biofiltros y filtros mecánicos. Los resultados mostraron que los macros y micros elementos limitantes en el efluente de cultivo de tilapia fueron los cationes K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Cu⁺⁺, Mn⁺⁺ y Zn⁺⁺ para el cultivo de lechuga; la inclusión del cultivo de lechugas disminuyó la concentración de nitratos y nitrógeno amoniacal total (NAT) en el efluente mejorando la calidad del agua para las tilapias. La eficiencia de los filtros mecánicos estuvo por debajo de 20% en ambas etapas, la mejor eficiencia de los biofiltros se dio en la segunda etapa con mayores valores de remoción de NAT, tasa de conversión volumétrica de NAT y tasa de remoción de amonio por área, con respecto a la primera. Estadísticamente a un nivel de confianza del 95%, se encontraron diferencias significativas entre ambas etapas sobre el NAT, nitritos, calcio, potasio, sulfatos, ortofosfatos, cobre, zinc y manganeso.

Palabras clave: Sistema de recirculación acuícola, acuaponía, *Oreochromis niloticus*, tilapia, lechuga.

ABSTRACT

The main objective of this research was to characterize the concentration of macro and micro elements in the effluents from the production of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), at an initial density of 3 kg/m³, including a lettuce (*Lactuca sativa*) culture module, using the floating roots technique, in a recirculating aquaculture system. The study was carried out at the Centro de Investigación Piscícola (CINPIS) of the Universidad Nacional Agraria La Molina, during 4 weeks; the effluents from fish farming were evaluated, and in another 4 weeks the effluents from fish farming connected to a hydroponic bed with 20 units of lettuce, having 3 replicates in both stages. A feed with 35 % protein of the Aquatech brand was used, supplying an initial feeding rate of 3 % and ending with 2.8 %. The following water quality parameters were measured: temperature, oxygen, pH, hardness, alkalinity, electrical conductivity, NAT, nitrites, nitrates, macro and micro elements such as potassium, sulfates, calcium, magnesium, iron, copper, zinc, manganese, boron, and the efficiency of biofilters and mechanical filters. The results showed that the limiting macro and micro elements in the tilapia culture effluent were the cations K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Cu⁺⁺, Mn⁺⁺ and Zn⁺⁺ for the lettuce culture; the inclusion of the lettuce culture decreased the concentration of nitrates and total ammoniacal nitrogen (NAT) in the effluent improving the water quality for the tilapia. The efficiency of the mechanical filters was below 20% in both stages; the best efficiency of the biofilters was in the second stage with higher values of NAT removal, NAT volumetric conversion rate and ammonium removal rate per area, with respect to the first stage. Statistically at a 95% confidence level, significant differences were found between both stages on NAT, nitrites, calcium, potassium, sulfates, orthophosphates, copper, zinc and manganese.

Keywords: Recirculating aquaculture system, aquaponics, *Oreochromis niloticus*, tilapia, lettuce.

I. INTRODUCCIÓN

Las sociedades humanas enfrentan el inmenso desafío de tener que proporcionar alimentos y medios de vida a una población que, para mediados del siglo XXI, superará con creces los 9 000 millones de personas, al tiempo que deberán abordar los efectos desproporcionados del cambio climático y la degradación ambiental en la base de los recursos; la alimentación y la agricultura son fundamentales para la consecución de todo el conjunto de los objetivos de desarrollo sostenible, y muchos de ellos son directamente pertinentes para la pesca y la acuicultura, FAO (2018).

La producción acuícola tradicional en estanques emplea grandes cantidades de agua y tierra. Aproximadamente por cada estanque de cultivo de una hectárea de superficie, se utiliza además de la cantidad inicial de agua, el mismo volumen de agua para mantener una buena calidad a lo largo del periodo de cultivo; en ese sentido, la acuicultura se ha enfrentado a grandes desafíos para alcanzar a producir un mayor volumen de organismos acuáticos de consumo humano de excelente calidad, reduciendo los costos fijos y operativos, minimizando el uso de recursos en beneficio de los propios acuicultores y aplicando medidas que preserven al medio ambiente para la sociedad en su conjunto (Luchini y Panné, 2008). Debido al constante crecimiento de la industria acuícola a nivel mundial los grandes volúmenes de agua utilizados en la producción y la superficie utilizada, los avances de las técnicas de cultivo se han enfocado hacia la optimización en el uso del recurso hídrico, del espacio y de los efluentes (Sánchez–Aldana, 2008).

El impacto ambiental causado por la intensificación de la acuicultura en los últimos años, a través de las descargas de los efluentes acuícolas que no son debidamente tratados son una preocupación, debido a la contaminación que pueden generar directamente a la tierra o en los cuerpos de agua receptores por la intensificación de la producción, alternativas como los sistemas de recirculación en acuicultura (SRA) contribuyen a un menor impacto ambiental y existe un creciente interés por su uso (Effendi et al., 2016).

Los efluentes de la acuicultura se pueden utilizar para el riego, fertilizar las plantas terrestres y reducir el uso de fertilizantes inorgánicos en tierras agrícolas (Monte et al., 1996). De este principio nace la acuaponía, la cual se visualiza como una alternativa tecnológica dirigida al desarrollo sostenible (Rakocy y Hargreaves, 1993; Rakocy, 2005). En este nuevo sistema, los efluentes que provienen del cultivo de peces que son ricos en nutrientes son aprovechados, mediante un tratamiento previo de sus aguas, para la producción de vegetales, con ello en este sistema además de mitigar el impacto ambiental causado, se obtiene una doble producción: animal y vegetal.

La acuaponía es un sistema relativamente nuevo y aún tiene aspectos que necesitan investigarse para que se intensifique, como, por ejemplo, la carencia de información sobre los diferentes tipos de cultivo posibles en acuaponía (peces-plantas), el diseño de los sistemas, la bioseguridad, la cantidad de nitrógeno y nutrientes producidos por los efluentes de cultivo de peces y la cantidad que puede asimilarse por las distintas especies de plantas, entre otros (Rakocy, 2005).

Uno de los aspectos más importantes que se debe conocer en los sistemas acuapónicos es la relación entre los componentes nutricionales del alimento total dispensado a los peces y la producción de los principales macros y micros nutrientes disponibles a partir de la excreción y metabolismo de los peces en los sistemas acuícolas, los que pueden ser utilizados para producir vegetales con valor económico y de consumo directo como las hortalizas o frutas.

Los diferentes factores que influyen en el crecimiento de los peces en los sistemas de recirculación acuícolas son la calidad del agua, el clima, la composición y calidad de las dietas, la etapa de desarrollo de los peces, el sistema de tratamiento de agua y su eficiencia en la eliminación y transformación de los compuestos tóxicos; variables que tienen que ser controladas para optimizar la producción de peces y vegetales. Es esencial determinar para cada sistema estos valores, necesarios para poder establecer los indicadores que relacionen la cantidad de macro y microelementos / kg de alimento disponibles en los efluentes para la producción de plantas, así como también el nivel de producción de peces.

Por lo antes mencionado se planteó el presente trabajo con el objetivo principal de determinar la concentración de macro y micro elementos de los efluentes de cultivo de juveniles de tilapia gris (*Oreochromis niloticus*), a una densidad inicial de 3 kg / m³ en un sistema de recirculación acuícola, para su utilización en un módulo de cultivo hidropónico de lechuga (*Lactuca sativa*), y del cual se derivan los objetivos específicos que son, caracterizar la calidad de agua (macro y micro elementos) de un efluente de cultivo de tilapia gris (*O. niloticus*) en el sistema de recirculación acuícola, caracterizar los componentes del sistema de recirculación acuícola y finalmente evaluar la modificación de la calidad del efluente con la adición de un módulo de cultivo hidropónico de lechuga (*L. sativa*).

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Sistema de recirculación en acuicultura (SRA)

Los SRA son sistemas de producción intensiva de peces, moluscos o crustáceos, que utilizan una serie de tratamientos del agua para depurar el agua de cultivo y facilitar su reutilización. Los SRA deben contener como mínimo, componentes para remover las partículas sólidas del agua y biofiltros para oxidar el amoníaco excretado por los peces y convertirlo en nitrato, además puede incluir una serie de dispositivos de intercambio de gases para eliminar el dióxido de carbono disuelto expulsado por los peces, o añadir oxígeno al agua, conjuntamente, los SRA pueden también utilizar la radiación UV para la desinfección del agua, la ozonización y el desnatado de proteínas para el control de los sólidos finos y de los microbios y sistemas de desnitrificación para eliminar el nitrato (Summerfelt et al., 2004). En el SRA, el ambiente es totalmente controlado, el agua circula a través del sistema, y solamente un pequeño porcentaje de agua es reemplazado diariamente. La temperatura, salinidad, pH, alcalinidad, composición química y el oxígeno, entre otros parámetros, son continuamente monitoreados y controlados. (Timmons, 2002).

El tratamiento del agua de un SRA pretende la eliminación de sustancias inertes, la destrucción de gérmenes patógenos y facilitar intercambios de gases entre la fase líquida y la gaseosa (Timmons y Ebeling, 2010). Los desechos de la acuicultura incluyen todos los materiales utilizados en el proceso que no se eliminan del sistema durante la recolección. Los principales desechos de las operaciones de acuicultura son piensos, excrementos, productos químicos y terapéuticos no consumidos, los peces muertos y moribundos, los peces escapados y los patógenos también pueden considerarse formas de desecho así lo describen Cripps y Berheim (2000).

En los SRA, los biosólidos se clasifican generalmente tanto por su tamaño como por su capacidad de eliminación mediante determinadas técnicas. De la fracción total de sólidos producidos en un SRA, los sólidos sedimentables son aquellos generalmente mayores de 100

μm y que pueden ser eliminados por el uso de tanques de doble drenaje, separadores de remolino, separadores de flujo radial y cuencas de sedimentación (Ebeling et al., 2006). Los sólidos en suspensión, con tamaños que van de $100 \mu\text{m}$ a $30 \mu\text{m}$, son aquellos que no se sedimentan fuera de la suspensión, pero que pueden ser removidos por medios mecánicos (tamizado), filtros de perlas y de arena (Cripps y Berheim, 2000). Los sólidos finos, son la fracción de sólidos dominante en los SRA, con partículas inferiores a $30 \mu\text{m}$ que forman más del 90% del total de sólidos en suspensión en el agua de cultivo, son generalmente aquellos que no pueden ser eliminados por tamizado, y deben ser controlados por otros medios como procesos fisicoquímicos, procesos de filtración por membrana, dilución o bioclarificación (Timmons y Ebeling, 2010).

Se siguen los siguientes procesos para el tratamiento de agua: primero, la remoción de sólidos mediante un filtro mecánico que se sitúa inmediatamente a continuación del tanque, el cual contiene los peces y se destina a eliminar todos los desechos producidos (partículas sólidas). Luego la biofiltración es realizada a través de filtros biológicos que se colocan a continuación de los mecánicos, y se emplean con el objetivo de promover el proceso de nitrificación a través de dos tipos de bacterias que crecen sobre el filtro con el tiempo *Nitrosomona spp.*, que oxidan el amonio a nitritos y *Nitrobacter spp.*, que oxidan los nitritos a nitratos (menos tóxicos) de los desechos metabólicos generados por los peces (García et al., 2005). Estas bacterias necesarias para la filtración requieren de una superficie de contacto donde alojarse; se debe procurar la oxigenación en el sistema y la desgasificación del dióxido de carbono acumulado en el sistema, así como la circulación del agua (Piedrahita, 2005). Los metabolitos que tienen mayor acumulación en los SRA con poco recambio de agua son ortofosfatos, nitrógeno amoniacal total, nitritos, nitratos, de acuerdo con lo señalado por Martins et al., 2010.

2.2. Cultivo de tilapia en sistema de recirculación en acuicultura

2.2.1. Alimentación

Las tilapias del género *Oreochromis* son principalmente microfagos, alimentándose principalmente de fitoplancton, perifiton y detritus, pueden ingerir eficazmente las fuentes de alimento mencionadas a través de la "alimentación por filtración", los patrones y la eficiencia de alimentación de la tilapia también están sujetos a cambios diurnos y

estacionales, el tamaño del pez, la hora del día, el fotoperiodo, la profundidad del agua, la ubicación geográfica y el tipo de hábitat; así lo describe El-Sayed, (2006).

a. Requerimiento nutricional de la tilapia gris

Según con El-Sayed et al. (2003), para los juveniles de tilapia, los requerimientos de proteínas oscilan entre el 30 y el 40%, siendo las harinas de pescado y de soya las principales fuentes proteicas en el alimento, los requisitos de lípidos dependen de la fuente de lípidos, el contenido de proteínas y energía de la dieta, y el tamaño de la tilapia. Los lípidos constituyen el mayor recurso energético (hasta 2.25 veces más que la proteína), y está muy ligado al nivel de proteína en la dieta. Así para niveles de 40% de proteína se recomienda niveles de grasa de 6 a 8%. Con 35% de proteína el nivel de grasa es de 4.5 a 6 % y con niveles de 25 a 30% de proteína se recomienda de 3-3.5% de grasa. La relación proteína-grasa es crucial para cualquier dieta, un exceso de grasas en el alimento contamina el agua y un nivel insuficiente afecta el crecimiento (El-Sayed et al., 2003). Por otro lado, Ng y Chong, 2004, propone que para un crecimiento idóneo y una utilización de proteínas eficiente, el porcentaje de inclusión de lípidos óptimo es de un 10-15% en la dieta de la tilapia nilótica.

La presencia de carbohidratos en la dieta es necesaria ya que sustituye a la proteína como fuente de energía, por lo que se reduce la proporción de esta en la dieta, así como los costos económicos de la alimentación, siendo los carbohidratos una fuente secundaria para obtener energía, la calidad de los carbohidratos en la dieta de la tilapia está influenciada por su contenido en fibra, mientras que la utilización de carbohidratos por parte de la tilapia también se ve afectada por la frecuencia de alimentación diaria (Salazar et al., 2007).

Algunos minerales como el calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro, zinc, cobre y selenio, pueden ser absorbidos por la tilapia no solo de la dieta sino también del ambiente acuático, y son utilizados en procesos vitales como formación de estructura de esqueleto, regulación de equilibrio ácido-base y osmorregulación, componentes de hormonas y enzimas, activación de enzimas, regulación de la captación, almacenamiento y excreción de varios elementos inorgánicos, permitiendo un equilibrio dinámico entre el pez y el medio acuático como mencionan Torres-Novoa

et. al. (2012).

2.2.2. Densidad de carga para tilapia

Los sistemas de recirculación de la acuicultura (RAS) se caracterizan por la capacidad de soportar densidades de almacenamiento extremadamente altas y una alta producción neta en comparación con los sistemas de acuicultura abiertos (Timmons et al., 2002).

Para asegurar la producción de peces se debe contar con grandes reservorios de agua, sistemas de bomba que permita reciclar el agua y la utilización de aireadores en los estanques, con alto recambio de agua (recambios de 250 a 600 litros / segundo). Las densidades de siembra de los peces se encuentran en el rango de 80 – 150 peces/metro cúbico, lo que equivale a cargas máximas de hasta 90 kg. / m. Para el éxito del cultivo bajo este sistema es sumamente importante la cantidad y calidad del agua suministrada a los peces; así como el cuidado y atención que se le debe proporcionar al sistema. En general, la capacidad de carga en el cultivo de tilapias con recirculación de agua se encuentra en el rango de 20 a 60 kg / m³ (Kubitza, 2000).

2.3. Calidad de agua para cultivo de tilapia (*O. niloticus*)

Arredondo y Ponce (1998) indicaron que el manejo de la calidad del agua es un aspecto fundamental en los sistemas acuícolas. Para fines productivos es necesario puntualizar que como el crecimiento de los peces depende en gran parte de la calidad del agua, para lograr una buena producción es necesario mantener las condiciones fisicoquímicas del agua dentro de los límites de tolerancia para la especie a cultivar (Meyer, 1999). En la Tabla 1 se detalla los requerimientos de calidad de agua para cultivo.

Tabla 1: Calidad de agua requerida para cultivo de tilapia (*O. niloticus*)

Parámetro	Requerimiento para tilapia
Temperatura (°C)	El rango de temperatura para el desarrollo, reproducción y crecimiento normales de la tilapia es de aproximadamente 20 a 35 ° C, con un rango óptimo de aproximadamente 25 a 30 ° C (El-Sayed, 2006).
pH	Valores de 6.5 a 9 se tienen condiciones para el cultivo (Saavedra, 2006). Los problemas de toxicidad por amoníaco pueden producirse a un pH elevado. Por debajo de 4.5 y arriba de 10.5 la mortalidad es significativa. (Amacifen y Guevara, 2017). Las especies de tilapia comúnmente cultivadas sobreviven a las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) inferiores a 0.5 mg/L, niveles considerablemente inferiores a los niveles de tolerancia para la mayoría de los otros peces cultivados. A pesar de la capacidad de las tilapias de sobrevivir a un OD bajo, los estanques deben ser manejados para mantener el OD generalmente por encima de 2 ó 3 mg/L debido a que el metabolismo y el crecimiento están deprimidos cuando los niveles están por debajo de este nivel durante periodos prolongados (El Sayed, 2006).
Oxígeno Disuelto (mg/L)	De acuerdo con Wheaton et al. (1994) y Losordo et al. (1992), los niveles de TAN debe mantenerse en <1 mg/L, en sistemas de recirculación. La mortalidad masiva de la tilapia ocurre dentro de un par de días cuando se transfiere repentinamente al agua con concentraciones de amoníaco no ionizado superiores a 2 mg/L. La exposición prolongada (varias semanas) a la concentración de amoníaco no ionizado superior a 1 mg /L provoca pérdidas, especialmente entre los alevines y los juveniles en agua con OD bajo. El amoníaco no ionizado comienza a deprimir el apetito de la tilapia en concentraciones tan bajas como 0.08 mg/L (Rakocy et al., 2007).
Nitrógeno Amoniacal Total (NAT)	En los sistemas de cultivo de agua dulce, se aconseja que la dureza del agua sea superior a 20 mg/L CaCO ₃ para lograr un crecimiento óptimo de los peces (El-Sayed et al., 2003).
Dureza (mg/L CaCO₃)	El agua utilizada para la acuicultura debe tener una alcalinidad total \geq 20 mg/L CaCO ₃ para lograr un rendimiento óptimo de los peces (Andrade et al., 2007; Rojas y Rocha, 2004). El agua con una baja alcalinidad total es más susceptible a la acidificación que con alta alcalinidad total (Furtado et al., 2011).
Alcalinidad Total (mg/L CaCO₃)	Rakocy et al. (2007) sugiere evitar concentraciones superiores a 5 mg/L de nitrito si el cloruro (Cl ⁻) es bajo (menos de 10 mg/L). El ion cloruro alivia la toxicidad del nitrito y puede añadirse como cloruro de sodio (NaCl) o cloruro de calcio (CaCl ₂).
Nitrito (N-NO₂⁻)	La toxicidad de nitratos puede ocurrir si los niveles en los sistemas de reutilización de agua exceden el rango de nitrato de 300 a 400 mg/L (Rakocy et al., 2007).
Nitrato (N-NO₃⁻)	

2.4. Evaluación del efluente en acuicultura

Es de central importancia cuantificar e identificar la cantidad de nutrientes liberados en el efluente de un sistema de acuicultura para la mejor utilización de esta agua enriquecida de nutrientes. Los principales componentes utilizables del efluente de cultivo de peces son el calcio, magnesio, potasio, amoníaco, nitrato, fosfato, sulfato, hierro, manganeso, zinc, cobre, boro y molibdeno (Al Hafedh et al., 2008). El amoníaco, nitritos, fosfatos orgánicos, sólidos en suspensión, junto con el alimento no consumido, son generalmente tóxicos para los peces y tienen una alta demanda biológica de oxígeno (DBO). Si no se eliminan o tratan pueden estar sujetos a la oxidación, lo que conduce a la eliminación del oxígeno del agua y, a su vez, produciendo condiciones anaeróbicas que estresarán y/o matar a los peces, así lo señala El Sayed (2006).

La magnitud del impacto medioambiental de un sistema de acuicultura depende de la estrategia de alimentación, la composición del alimento, y el cuerpo de agua que recibe el efluente; el más crítico de estos puntos es la composición del alimento y cómo se relaciona con su digestibilidad y conversión alimenticia por los peces, ya que determinará el nivel de la descarga (Aubin, 2006). En comparación con muchos otros sectores, la acuicultura tiene un bajo impacto sobre el medio ambiente. Sin embargo, la industria debe esforzarse por reducir el potencial para causar la eutrofización, disminuyendo las cantidades de fósforo (P) y nitrógeno (N) en el alimento que se sitúa en torno al 1% y 7%, respectivamente. La industria ha trabajado en la mejora de los valores de índice de conversión alimenticia (FCR) a niveles donde la cantidad de alimento utilizado es más eficiente (El Sayed, 2006).

Los efluentes acuapónicos contienen muchos nutrientes para las plantas, pero los niveles de N y P en el efluente son los de mayor preocupación, debido a su alto valor económico. La excreción de nitrógeno es el resultado del catabolismo de los aminoácidos resultantes en la producción de amonio, dióxido de carbono, bicarbonato, y una pequeña cantidad de urea. El alimento para peces por lo general contiene 0.5 a 0.8% de fósforo (El Sayed et al., 2003). La descarga de fósforo en los efluentes de acuicultura es a menudo un nutriente limitante en los cuerpos de agua naturales, y pueden causar eutrofización (exceso de la productividad de las floraciones de fitoplancton) en las aguas receptoras.

Las densidades de carga deben ser consideradas al evaluar la producción de nutrientes en el cultivo de tilapias. Siddiqui y Al-Harbi (1999) señalaron en un estudio realizado en Arabia Saudita, donde en 12 tanques de fibra de vidrio se cultivó tilapia híbrida (*O. niloticus* x *O. aureus*), fueron cultivados diferentes densidades de siembra durante cuatro semanas, en las cuales se estimaron las producciones de N y P. Se utilizaron tres densidades de carga: 1 kg, 5 kg y 15 kg /m³, alimentados hasta la saciedad dos veces al día con un alimento de 34% de proteínas. Los resultados mostraron que para producir un kilo de carne de pescado se necesitan 2.0 -2.2 kg de alimento en las diferentes densidades de carga, mientras que 87.1 a 95.6g de N y 12.6 a 13.8 g de P se libera en el agua como residuo. Sólo el 21.4% del N y el 18.8% del P proporcionado al sistema por el alimento se incorporó en la carne de pescado.

En un sistema de acuicultura, la carga de nutrientes aumenta en proporción a la tasa de alimentación. Doughty y McPhail, (1995) mostraron que 1 kg (peso seco) de alimento de 36% de proteína utilizado en un sistema con una densidad de 22 kg de tilapia / m³ se libera 26.7 g de nitrato, 1.7 g de fosfato, 2.6 g de sulfato, 57.8 g de potasio, 14.2 g de calcio y 2.0 g de magnesio. En el mismo sistema, cuando el efluente es recirculado a través de una cama hidropónica de 10 m², la acumulación de nutrientes se redujo a 22.0 g de nitrato, 0.9 g de fosfatos, 2.1 g de sulfatos, 55.4 g de potasio, 12.3 g de calcio y 1.8 g de magnesio.

Rakocy et al. (2007) realizaron una evaluación de residuos orgánicos producidos por un sistema de acuicultura para actuar como una fuente de nutrientes inorgánicos para su utilización en un cultivo hidropónico. Tanto un cultivo acuapónico como un cultivo en tanque con agua nueva fueron aireados continuamente para facilitar la mineralización de los efluentes de los cultivos, luego fueron utilizados para la producción de vegetales y se comparó con un fertilizante hidropónico comercial. Como la mineralización de la materia orgánica ocurrió, las concentraciones de la conductividad eléctrica (EC), el total de sólidos disueltos (TDS), sodio (Na), cloruro (Cl), magnesio (Mg), potasio (K), nitrógeno-nitrato (NO₃⁻N), azufre-sulfato (SO₄⁻ S), fósforo-fosfato (PO₄⁻ P) y molibdeno (Mo) aumentaron gradualmente, mientras que las concentraciones de NH₄-N y el hierro (Fe) disminuyeron, las concentraciones de manganeso (Mn), zinc (Zn) y cobre (Cu) fluctuaron. El grado de mineralización osciló entre 20 a 80% de Mg, Mn, Cu, B y Mo. La concentración NO₃⁻ -N aumentó de 2.3 a 313 mg / L, mientras que la concentración de Fe disminuyó en un 98% debido a la absorción de las bacterias y otros microorganismos. El estudio concluyó que, si

bien el fertilizante hidropónico comercialmente desarrollada por Resh (1991) es ideal para la producción, los nutrientes extraídos de los efluentes acuícolas pueden reducir los requerimientos de nutrientes sintéticos para la fertilización de las plantas. A pesar de que los nutrientes de los efluentes de peces son significativamente inferiores a las soluciones de nutrientes de grado comercial, la suplementación con nutrientes adicionales para lograr mejores resultados y reducir los costos generales de producción es posible (Rakocy et al., 2007).

Gross et al. (2000) evaluaron el balance de N en un cultivo de bagre de canal en la Universidad de Auburn. La entrada de alimento (4.85% N) representó el 87.9% del N encontrado en el estanque. Hubo cuatro principales vías de pérdida de N que incluyeron: la cosecha de pescado, 31.5%; desnitrificación, 17.4%; la volatilización de NH_3 , 12.5%; y la acumulación en el fondo, 22.6%. Se sugirió que el alimento es la mayor entrada de N en los estanques. Si los productores adoptan mejores prácticas de alimentación tales como dar alimento con más frecuencia por día y el uso de alimentos de buena calidad el N recuperado en los peces se incrementará y se reducirá la cantidad de amoníaco liberado en el efluente. Vale la pena mencionar en sistemas acuapónicos, sólo el N inorgánico puede ser utilizado directamente por las plantas. La aireación y la circulación del agua mejoran la nitrificación y la oxidación de N orgánico en N inorgánico utilizable. Clarkson y Lane, (1997) mencionaron que el potasio (K) es siempre un factor limitante que es muy deficiente en el cultivo de peces y en algunos casos P lo es también para sistemas acuapónicos.

2.5. Requerimientos nutricionales de la lechuga

Nelson, (2008) indicó que el pH para cultivo de lechuga debe ser entre 5.8 y 6.2, sin embargo, se puede cultivar incluso a niveles de hasta 7.5; con una conductividad eléctrica (c.e.) de 1.2 a 2.2 mS/cm (Resh, 1991). Las formulaciones de nutrientes hidropónicos para la lechuga tienden a variar ligeramente de otros cultivos en su relación de nitrógeno (N), potasio (K), porque las plantas vegetativas (como la lechuga) requieren más nitrógeno que plantas frutales (por ejemplo, tomates). La lechuga necesita menos N durante los días más cortos que en los días más largos, brillantes y cálidos (Copper, 1979). En la Figura 1, se puede observar el efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes.

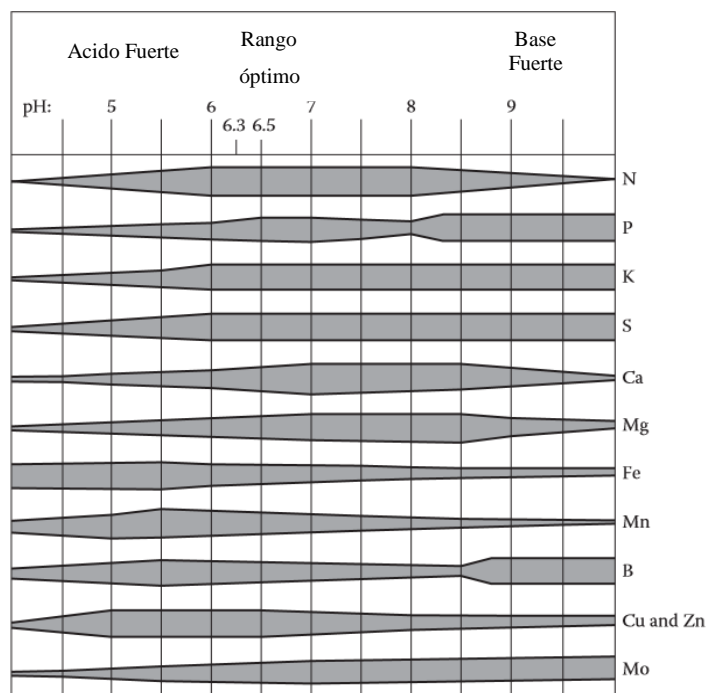


Figura 1: Efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes para las plantas

FUENTE: (Citado en Resh, 1991).

En un estudio realizado por Abd-Elmoniem et al. (1996), para determinar el efecto que causa en el crecimiento de la planta las distintas formas de nitrógeno (N) suministrado, se evaluó la entrega de N bajo la forma de nitratos y amonio, donde finalmente se evidenció que las plantas a las que se les suministro nitrato tenían raíces más grandes que aquellas a las que se les suministró amonio, estas últimas se caracterizaron por ser pequeñas y con hojas verdes muy oscuras. Estos resultados son explicados en una revisión del artículo por Clarkson y Lane, 1997, dónde señalaron que el nitrato es absorbido con mayor facilidad por la planta, lo que resulta en tasas de crecimiento ligeramente más altas que cuando se suministra nitrógeno bajo la forma de amonio. En la Tabla 2 se muestran las formulaciones de nutrientes más conocidos que han sido desarrolladas por Hoagland (1919) y que se han ajustado y modificado a través del tiempo.

Tabla 2: Soluciones nutritivas para cultivo de lechuga hidropónica propuestas por distintos autores

Nutriente (mg/L)	Hoagland y Arnon (1938)	Shippers <i>et al.</i> , 1980	Ananda <i>et al.</i> , 2000	Premuzic <i>et al.</i> , 2006	Valverde <i>et al.</i> , 2009
P	62	50	70	54	35
K	235	210	228	312	210
Ca	160	190	143	169	150
Mg	49	30	30	48	45
Fe	3	3	1.5	0.35	1
Cu	0.03	0.06	0.03	0.32	0.1
Mn	0.5	0.5	0.3	0.78	0.5
Zn	0.065	0.08	0.03	0.48	1.15
B	0.5	-	-	-	-
SO ₄ ²⁻	192	-	-	-	-

FUENTE: Gutierrez (2011)

2.6. Sistemas integrados de acuicultura

Savidov *et al.* 2007 expresaron que la integración de la acuicultura con otras industrias (ganadería, agricultura) se ha intentado en muchas situaciones, y este tipo de integración da lugar a una sinergia donde hace que "una salida de un subsistema (ganadería, agricultura, acuicultura) se convierta en una entrada a otro subsistema que resulta en una mayor eficiencia de la producción bajo control del productor".

Castro *et al.* (2006) mencionan que la acuicultura puede estar vinculada a un sistema de agricultura en al menos dos formas básicas: La primera, un estanque puede ser fertilizado con estiércol de animales, reutilizando los residuos de la granja que serán utilizados para al final producir peces. La segunda forma es utilizar los nutrientes en los efluentes de las unidades de engorde de acuicultura para fertilizar las plantas de cultivo. El alimento para peces tiende a ser costoso, integrando cultivos (ganadería, acuicultura, agricultura) se producen fuentes de fertilización que incluyen los residuos de las plantas, las hierbas y el estiércol que permiten el crecimiento de alimento natural para peces en forma de fitoplancton, zooplancton y otros organismos bentónicos (Nelson, 2008).

La vinculación de la acuicultura y otras actividades humanas no sólo gira en torno a la agricultura, por ejemplo, la energía calorífica producida por las centrales eléctricas y otras fuentes se puede utilizar en sistemas de cultivo de peces para aumentar la temperatura del

agua (Lightfoot et al., 1993; Lightfoot y Pullin, 1994, 1995; Pullin y Prein, 1995; Pullin, 1998).

2.7. Sistemas acuapónicos

La acuaponía en términos generales es un sistema en el cual los residuos producidos por algún organismo acuático son convertidos por medio de acción bacteriana en nutrientes necesarios para el crecimiento de vegetales, las cuales sirven como fuente de alimento (Van Gorder, 2000; Parker, 2002). Este sistema además de mitigar el impacto ambiental producido por las granjas acuícolas y obtener un doble beneficio al producir biomasa vegetal y animal, tiene la ventaja de tener un menor consumo de agua que los sistemas hidropónicos y cultivos a cielo abierto (McMurtry et al., 1997).

Rakocy (2002), menciona que los sistemas acuapónicos tienden a ser gobernados y controlados por una serie de componentes, tales como las bacterias necesarias para convertir los nutrientes producidos a ser utilizables por las plantas y un conjunto de tanques de sedimentación y sistemas de eliminación de sólidos para hacer que el agua sea adecuada. A su vez, este sistema de circuito cerrado aumenta la calidad del agua para la producción de peces mediante la eliminación de nutrientes perjudiciales, a través de la asimilación en la biomasa vegetal. En los sistemas acuapónicos, las plantas son considerados como cultivos secundarios ideales debido a que tienen la capacidad de crecer rápidamente en respuesta a altos niveles de nutrientes disueltos que son generados por la descomposición de alimentos no consumidos y de las heces (Rakocy et al., 1992). Esto es especialmente relevante ya que los niveles de nutrientes en un sistema de recirculación tienden a concentrarse y pueden llegar a ser mucho mayores que las concentraciones encontradas en las soluciones de nutrientes hidropónicos comerciales. El trabajo de Rakocy et al. (1992) mostró que la tasa de acumulación de sal en sistemas de recirculación de acuaponía puede ser un problema cuando las concentraciones de sólidos disueltos totales comienzan a ser superior a 2100 mg /L.

En otro experimento en la Universidad de las Islas Vírgenes, se evaluó un sistema acuapónico integrado con producción de tilapia y albahaca para determinar si la acuaponía era mejor desde un sistema por lotes o escalonada (Rakocy et al., 2004). Estos investigadores utilizaron un sistema capaz de producir 4.37 toneladas métricas de tilapia por año, ya sea en

un lote o un método escalonado. Cuando se conecta a una cama hidropónica de 500 m², el rendimiento de la albahaca fue de 2.0 y 1.8 kg / m² utilizando un sistema por lotes y escalonado, respectivamente, en comparación con 0.6 kg / m² de cultivo en campo regular. Los signos de deficiencia de nutrientes fueron mucho más comunes en el sistema por lotes que en el escalonado debido a los diferentes niveles de alimentación previsto en cada esquema de producción adoptada (escalonado o por lotes). Cuando los peces fueron alimentados hasta la saciedad en el sistema por lotes, proporcionó 81.4 g / día / m² de la producción de albahaca, mientras que para la producción escalonada proporcionó 99.6 g / día / m² (Watten y Busch, 1984).

Al-Hafedh et al. (2008) realizaron otro estudio en Arabia Saudita, donde un sistema acuapónico bajo techo fue operado para maximizar la reutilización del agua y permitir por año una producción intensiva de alimentos. Después de un período de 13 meses, 268 kg de tilapia del Nilo se cosechó por metro cúbico y el consumo total de agua fue de 320 litros por kg de pescado producido. La producción de lechuga fue de 42 cabezas de lechuga por metro cuadrado de las camas hidropónicas. En el mismo estudio se añadió 1.4% del total de agua al día para compensar las pérdidas por evaporación y transpiración. En la industria los niveles normales de consumo de agua para la producción de tilapia del Nilo en estanques son de 667 litros de agua por kg de pescado producido (Boyd, 2004).

Un estudio realizado por la Universidad Texas A&M donde se monitorearon los cambios en la concentración de nutrientes disueltos a lo largo del tiempo en diferentes densidades de siembra de tilapia del Nilo (*O. niloticus*) para la comparación con una solución hidropónica comercial en el que la lechuga romana (*Lactuca sativa*) se hizo crecer. Las concentraciones de nutrientes y rangos de proporcionalidad entre los nutrientes cambiaron rápidamente debido a que la absorción de los nutrientes por las plantas no era proporcional (Seawright et al., 1998). El estudio sugiere una disparidad entre lo que se proporciona en el sistema por los peces y lo que está siendo utilizado por las plantas. Por otra parte, las tasas y las proporciones de la generación de nutrientes del cultivo de peces y la absorción por las plantas cambian a través del tiempo y también cambia con las especies de plantas. En este experimento se observó que las concentraciones de K, Mg, Mn, P, Na y Zn se acumulan más rápido con tasas más altas en peces que en plantas. También se demostró que la manipulación del contenido de la dieta puede teóricamente afectar la liberación de nutrientes en los

efluentes del cultivo de peces. Los niveles de nitrógeno y de calcio podría estabilizarse a las concentraciones requeridas sin modificaciones, si el alimento contenía 41.6% de proteína cruda (PC) y la desnitrificación se controla en el sistema (Clarkson y Lane, 1997). Nair et al. (1985) también encontraron que los nutrientes no se acumulan en proporciones iguales en un sistema acuapónico si se utilizan las dietas estándar y se observaron las deficiencias directas de P, SO₄, K y Fe.

III. METODOLOGÍA

3.1. Lugar y fecha de ejecución

El experimento se realizó en el Módulo Acuapónico ubicado en el Centro de Investigación Piscícola (CINPIS), de la Facultad de Pesquería, de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), localizado en el distrito de La Molina – Lima. La etapa experimental se efectuó durante los meses de abril a junio del año 2017, siendo 60 días el desarrollo del experimento, 30 días por cada tratamiento.

3.2. Descripción del sistema de recirculación acuapónico

Tres sistemas de recirculación fueron implementados dentro de un invernadero para mantener la temperatura ambiental (°C), a excepción de las camas hidropónicas y las cisternas, que se encontraban al exterior en un ambiente cercado y con techo de malla raschel de 30% de sombra. Cada sistema de recirculación acuícola constó de un tanque de cultivo, un filtro mecánico de flujo radial, un filtro biológico, además de una cama hidropónica y un tanque cisterna como reservorio de agua, como son presentados en la Figura 2 y en el Anexo 2.

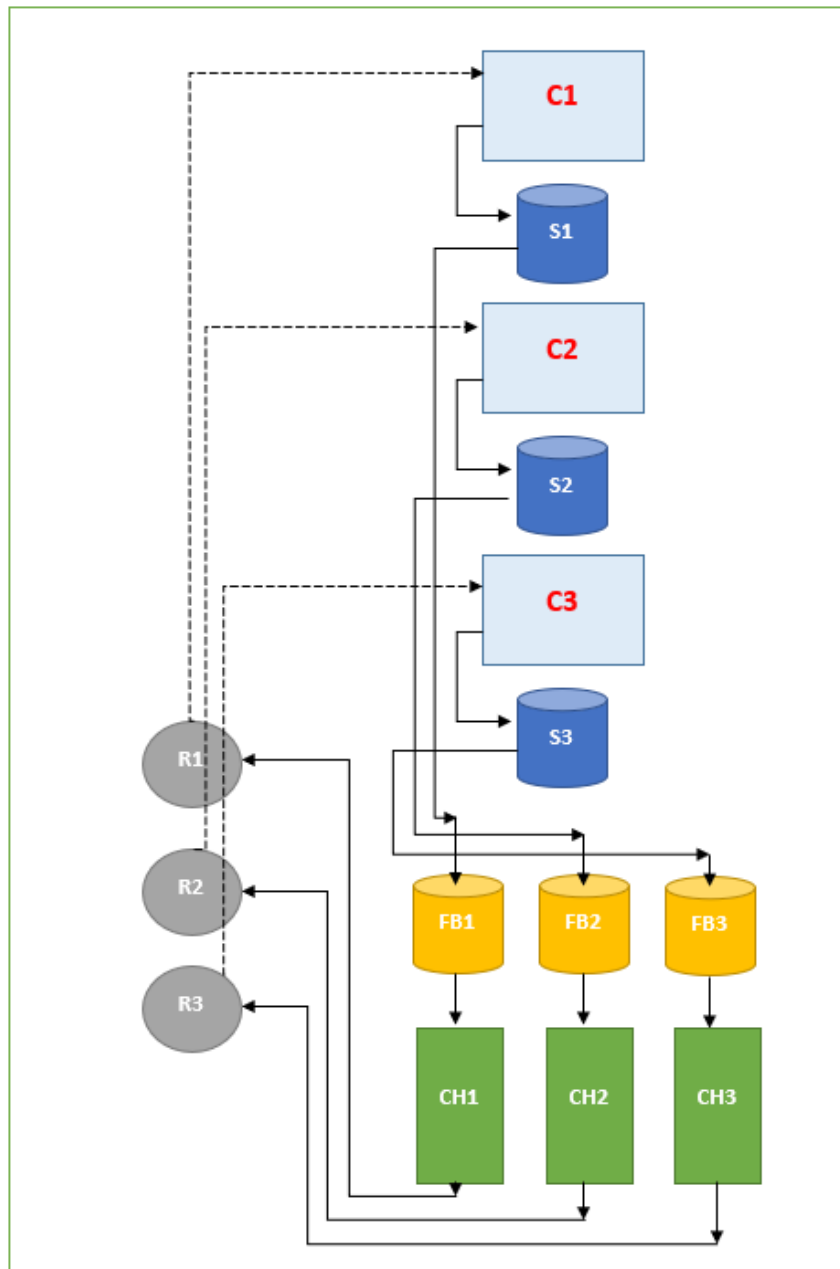


Figura 2: Esquema del sistema de recirculación y acuapónico del experimento

C1, C2, C3: Tanques de cultivo peces; S1, S2, S3: Filtros mecánicos; FB1, FB2, FB3: Filtros biológicos; CH1, CH2, CH3: Camas hidropónicas; R1, R2, R3: Reservorios de agua

Los tanques de cultivo para tilapia que se utilizaron tuvieron las siguientes medidas 0.98m x 0.8m x 0.42m, teniendo calentadores de agua con termostato cada uno, fueron de cemento asbesto, cubiertos con pintura epóxica de color celeste por dentro, con un volumen de 330 litros; cada tanque tiene un tubo de desagüe central de 2" de diámetro conduciendo al filtro

mecánico de flujo radial (Metcalf y Eddy Inc., 1991), consistiendo en un cilindro de plástico con capacidad de 95 litros, la entrada de agua hacia el filtro fue mediante una tubería de ¾” con codos de 45° para darle forma de pipa, en la parte superior se colocó un recipiente de plástico con la finalidad de que los sólidos sedimentaran, como se observa en el Anexo 2. Para el retiro de los sólidos, en la parte inferior del cilindro se instaló una válvula de ½”, por lo que el agua pasa por rebose hacia el filtro biológico.

Los filtros biológicos consistieron en cilindros de plástico de 44 litros de capacidad, que fueron implementados con rollos de plástico, tubos corrugados de PVC y cerámica filtrante, agrupados en igual número para los tres filtros. Se puede apreciar en el Anexo 3. La aireación fue suministrada a través de manguerillas y piedras difusoras de aire conectadas a una compresora de aire de la marca Hailea de 500 W, para los filtros biológicos y los tanques de cultivo. Tres camas hidropónicas (1.35m x 1m x 0.3m) con capacidad de 405 litros, las cuales estuvieron construidas en madera y fueron cubiertas con un panel de geomembrana PVC de 0.75 mm de espesor color negro, fueron acopladas al sistema de recirculación acuícola. En la parte superior de las camas se colocó una plancha de poliestireno expandido de 1 pulgada de espesor, en dónde se colocaron 20 canastillas para el cultivo de lechuga en un área de 1.35 m², teniendo, 15 lechugas/m².

El flujo fue controlado con bombas hidráulicas sumergidas, dos de ellas, de 5 800 L/h (130 W) y otra de 10 000 L/h (135 W) como caudal máximo, colocadas en los tanques cisterna de polietileno de alta densidad HDPE con capacidad de 600 litros que se utilizaron como reservorios de agua para cada sistema. Retornando el agua hacia los tanques de cultivo de peces, asimismo, se tuvo válvulas para el control del caudal en los tanques de cultivo, biofiltro y cama hidropónica.

3.3. Fuente de agua y caudales de operación

Se utilizó agua potable adquirida para esta investigación, debido a que el agua del Centro de Investigación es de pozo o subterránea con características de dureza y salinidad altas (>1000 mg/l de CaCO₃⁻ y 3 gr/l de salinidad). La caracterización inicial del agua a usar en el experimento fue analizada en el laboratorio de análisis de suelos, plantas, agua y fertilizantes, los resultados se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3: Caracterización inicial de agua usada en la investigación

<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>Valores</i>
pH		8.2
C.E.	dS/m	0.8
Calcio	mg/L	98.59
Magnesio	mg/L	15.32
Potasio	mg/L	5.1
Sodio	mg/L	27.14
Nitratos	mg/L	6.8
Carbonatos	mg/L	0.00
Bicarbonatos	mg/L	128
Sulfatos	mg/L	125
Cloruros	mg/L	86.88
Sodio	%	15.81
Boro	ppm	0.59
Clasificación		C3-S1
Cobre	ppm	0.02
Zinc	ppm	0.012
Manganeso	ppm	0.014
Hierro	ppm	0.041

El agua fue recirculada con caudales de 2 l/min y 1.5 l/min, regulados mediante válvulas, en el ingreso a los tanques de cultivo y a las camas hidropónicas respectivamente, estos caudales fueron estimados para cada sistema y verificados regularmente durante la etapa experimental.

3.4. Activación del biofiltro

El sistema se llenó con agua potable, siendo recirculada en cada uno de los componentes. Los tanques de cultivo recibieron una biomasa de 1.5 kg/m³ de tilapias, con un peso aproximado de 40 gramos, provenientes de un stock del Centro de Investigación. Al comprobar la disminución del N del amonio y nitritos y el incremento de los nitratos, mediante análisis en el laboratorio, se determinó como momento de activación del biofiltro. La temperatura promedio durante la activación del biofiltro fue de 28 °C.

3.5. Selección de peces experimentales

Se considera como criterio de selección a los peces juveniles machos de tilapia gris (*O. niloticus*) del Centro de Investigación Acuícola de la Facultad de Pesquería, siendo sexados manualmente, seleccionando 42 peces. Previo al experimento, fueron acondicionados en un

laboratorio en tanques de fibra de vidrio de 1.5 m³ con aireación constante y un rango de temperatura entre 26 y 28 °C. Recibieron alimento extruido de la marca Naltech con 40 % de proteína hasta alcanzar un peso promedio de 70 g.

3.6. Material de cultivo hidropónico

Se trabajó con plántulas de aproximadamente un mes desde su germinación, adquiridas del Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral de la UNALM, teniendo cuatro variedades, 7 unidades de Crocantela (sus hojas son lisas y rizadas), 6 unidades de Brunela (tiene hojas rizadas, con textura carnosa), 6 unidades de Rosabella (hojas de color claro, son rizadas y de textura carnosa) y una unidad de Luana (hojas largas y finas, como de seda), abarcando el mismo número de lechugas y sus variedades en cada una de las tres camas hidropónicas.

3.7. Desarrollo de la investigación

El trabajo experimental fue realizado en dos etapas según los objetivos propuestos, la primera, cultivo de tilapia y la segunda, cultivo de tilapia más la inclusión de módulo acuapónico, teniendo en común ambas etapas la duración de 4 semanas y la siembra de tilapias (*O. niloticus*).

3.7.1. Caracterización de la calidad de agua

Una vez activados los biofiltros, se inició la etapa experimental, realizándose un análisis completo del agua al inicio y término de cada etapa experimental, mientras que a mitad de cada etapa se analizaron microelementos (hierro, cobre, zinc y manganeso), todos los análisis se efectuaron para las tres repeticiones, estos resultados fueron reportados en mg/L, en tanto que para calcio, magnesio, potasio, sodio, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, fueron expresados en meq / L, luego se transformaron a mg/L para poder hacer la comparación con el requerimiento de nutrientes de la lechuga.

La calidad del agua se vio afectada por el ingreso de alimento para los peces al sistema, la excreción de los peces, también por parámetros físicos y químicos como son la temperatura y el oxígeno disuelto en el medio. Se evaluó la variación, entre el final e inicio de cada etapa, de los macros y micros elementos presentes en los efluentes para la caracterización de la

calidad de agua, en la Tabla 4 se aprecian los equipos o métodos de medición de cada parámetro, así como la frecuencia del análisis.

Tabla 4: Equipos y frecuencia de medición de parámetros físicos y químicos

Parámetro	Frecuencia de medición	Equipo de medición o método
Temperatura (°C) y oxígeno disuelto (mg/L)	Diariamente a las 9:00 a.m. y 3:30 p.m.	Oxímetro YSI 550A
Potencial de hidrógeno	Diariamente a las 9:00 a.m. y 3:30 p.m.	Potenciómetro Oakton.
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Semanalmente a las 12:00 m	Multiparámetro HACH
Alcalinidad total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Semanalmente a las 12:00 m	Método de titulación ácido base APHA (1998)
Dureza total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Semanalmente a las 12:00 m	Método titulación EDTA APHA (1998)
Sólidos Sedimentables (ml/L)	Semanalmente a las 12:00 m	Cono Imhoff
Nitrógeno amoniacal total (NAT) (mg/L)	Tres veces por semana a las 10:00 am	Método (HACH 8155) (método Salicilato). La absorbancia fue medida en 655 nm.
Nitritos (N-NO ₂) (mg/L)	Tres veces por semana a las 10:00 am	Método HACH 8507 (diazotización). La absorbancia fue medida en 507 nm.
Nitratos (N-NO ₃) (mg/L)	Tres veces por semana a las 10:00 am	Método HACH 8039 (Reducción de Cadmio). La absorbancia será medida en 500 nm.
Fosfatos (P-PO ₄ ³⁻) (mg/L)	Semanalmente a la 1:00 p.m.	Método HACH 8048

Para la determinación de nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos (N-NO₂), nitratos (N-NO₃) y ortofosfatos (P- PO₄³⁻), se utilizó un espectrofotómetro de la marca HACH, modelo DR3900; los métodos utilizados fueron:

- Método HACH 8155, Método Salicilato, para el cálculo de NAT, se empleó una absorbancia de 655 nm, este método es utilizado para agua, aguas residuales y agua de mar, se utilizan dos reactivos salicilato de amoníaco y cianurato de amoníaco ambos en polvo, los resultados fueron expresados en mg/L NH₃-N (amoníaco).

- Método HACH 8507, Método Diazotización para el cálculo de N-NO₂, se empleó una absorbancia de 507 nm, este método es utilizado para agua, aguas residuales y agua de mar, se utiliza el reactivo NitriVer® 3 en polvo, los resultados fueron expresados en mg/L NO₂-N.
- Método HACH 8039, Método Reducción de Cadmio, para el cálculo de NO₃-N de se empleó una absorbancia de 500 nm, este método es utilizado para agua, aguas residuales y agua de mar, se utiliza el reactivo NitraVer® 5 en polvo, los resultados fueron expresados en mg/L NO₃-N.
- Método HACH 8048, Método Ácido Ascórbico, se empleó una absorbancia de 880 nm, este método es utilizado para agua potable, aguas residuales y agua de mar, se utiliza el reactivo PhosVer® 3 en polvo, los resultados fueron expresados en mg/L PO₄³⁻P (ortofosfatos).
- Para el cálculo de alcalinidad total se utilizó el método de titulación con indicadores de fenolftaleína e indicador mixto, rojo de metilo y verde de bromocresol el método es APHA 2320 B., los resultados se midieron en mg/L de CaCO₃-; la dureza total también se utilizó el método de titulación con EDTA y los resultados se expresaron en mg/L de CaCO₃-.

a. **[U1] Cálculo de la variación de macro y microelementos**

Utilizando los datos de la calidad del agua, se calculó la variación de cada macro y microelemento por día, según lo propuesto por Villaroel et al. (2011):

$$\Delta C_{ion} = C_f - C_i$$

Dónde:

ΔC_{ion} : Variación en la concentración de cualquier ion (ppm / día)

C_f : Concentración final (ppm)

C_i : Concentración inicial (ppm)

3.7.2. Evaluación de la eficiencia de cada componente del sistema

a) Sedimentador

Para medir la eficiencia en porcentaje del sedimentador, se calcularon los sólidos sedimentables a la entrada y salida del sedimentador, con una frecuencia de una vez por semana. Los cálculos fueron según lo propuesto por Young (1991), mediante la siguiente ecuación:

$$E = (S_0 - S) / S_0 \times 100$$

E: Eficiencia de remoción del sistema [%]

S: Carga contaminante de salida, sólidos sedimentables (ml/L)

S₀: Carga contaminante de entrada, sólidos sedimentables (ml/L)

Con la prueba del cono Imhoff se pudo calcular la eficiencia del filtro mecánico elaborado para el sistema acuapónico, con la medición de los sólidos sedimentables, expresado en ml/L/h (APHA, AWWA, WEF, 2005).

b) Filtro Biológico

La medición de nitrógeno amoniacal total (NAT) se realizó a la entrada y salida del filtro biológico con una frecuencia de tres veces por semana. Por cada etapa, tres veces al mes, se realizaron muestreos durante 24 horas en un intervalo de 8 horas entre cada uno, en estas mediciones no se consideró la evaluación por etapas, para estimar la eficiencia del filtro biológico. Se utilizaron los siguientes cálculos: Producción de NAT (gr/día), porcentaje de remoción de NAT, las tasas de conversión volumétrica y conversión por área de NAT.

3.5. [U2] Cálculo de la producción de NAT (Timmons y Ebeling, 2010)

$$P = \frac{F \times PC \times 0.092}{t} \times 1000$$

Dónde:

- P : Producción de NAT (g/día)
F : Cantidad de alimento por día (kg alimento/día)
PC : Cantidad de proteína total en el alimento (kg proteína/kg alimento)
T : Día
0.092 : Constante (kg NAT/kg proteína).

- **Cálculo de la tasa de remoción de amonio de los biofiltros (Tseng y Wu, 2004)**

Kir (2009), propone la tasa de remoción de amonio (NR en %), para determinar el ciclo de remoción de amonio de los biofiltros. La NR se define como el porcentaje de NAT (nitrógeno amoniacal total) que se reduce después de pasar a través del biofiltro. La NR se calcula utilizando la ecuación (Tseng y Wu, citados por Kir 2009):

$$NR = ((NAT_i - NAT_s) / NAT_i) * 100$$

Dónde:

- NR: Remoción de amonio (%).
NAT_i: Nitrógeno amoniacal total de ingreso (mg/L)
NAT_s: Nitrógeno amoniacal total de salida (mg/L)

- **Cálculo de la tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total**

Malone y Pfeiffer (2006), proponen la utilización de la tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total (VTR por sus siglas en ingles), como principal indicador para evaluar la eficiencia de los biofiltros. La VTR se calcula utilizando la ecuación:

$$VTR = (NAT_i - NAT_s) * (Q_i / V_b)$$

Dónde:

- VTR: Tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total (g/m³/día)
NAT_i: Nitrógeno amoniacal de ingreso (g/m³)

NATs: Nitrógeno amoniacal total de salida (g/m³)
Qi: Caudal de agua de ingreso en el biofiltro (m³/día)
Vb: Volumen del biofiltro (m³)

- **Cálculo de la tasa de remoción de amonio por área (Dicky et al. 2011)**

Dicky et al. (2011), menciona que se debe utilizar la tasa de remoción de amonio por área (AAR, por sus siglas en ingles), se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$AAR = (NAT_{in} - NAT_{out}) \times Q \times V^{-1} \times S^{-1}$$

Dónde:

AAR: Tasa de remoción de amonio por área (g/m²/día)

NAT_{in} y NAT_{out}: Concentraciones de NAT en la entrada y salida del biofiltro (g/m³)

Q: Flujo total de agua que pasa a través del biofiltro (m³/día)

V: Volumen del lecho del biofiltro en m³

S: SSA (superficie específica del medio (m²/m³)).

3.7.3. Evaluación de parámetros productivos en peces y lechugas

a) Peces

Se realizaron biometrías (peso y talla) semanales, desde el inicio hasta el final de cada etapa experimental, se registraron los pesos finales, biomasa final, total de alimento entregado, para determinar el crecimiento de los peces (factor de conversión alimenticia, tasa específica de crecimiento). El peso fue medido con una balanza de precisión Ohaus Scout Pro SP 2001 (capacidad 2000 g, ± 0.1g) y la longitud con un ictiómetro graduado en 60 cm, en la Tabla 5 se observan los pesos iniciales para cada etapa.

Tabla 5: Rango de peso inicial en las dos etapas de la investigación

Etapas	Rango de pesos
Primera etapa	61.1 - 80.1 g
Segunda etapa	65.9 - 80.8 g

Con los valores fueron calculados los siguientes parámetros:

- **Crecimiento de peces**

La supervivencia (S) de peces y la tasa de crecimiento específico (SGR), se calcularon basándonos en Zonneveld et al. (1991), mientras que la tasa de conversión alimenticia (TCA), basada en Ridha y Cruz (2001), las ecuaciones utilizadas se muestran a continuación:

$$S (\%) = \frac{N_0 - N_t}{N_0} \times 100$$

Donde N_0 y N_t son el número de peces en el tiempo 0 y en el tiempo t.

$$SGR (\%) = \frac{(\ln W_t - \ln W_0) * 100}{t (\text{días})}$$

Donde: W_t y W_0 son el peso húmedo en el tiempo t y en el tiempo 0, y t es el tiempo de observación.

$$TCA = \frac{\text{Peso total del alimento seco entregado (g)}}{\text{Peso húmedo total ganado (g)}}$$

b) Lechugas

El crecimiento de las lechugas fue evaluado al inicio y final del experimento, según lo planteado por Guerrero et al. (2014), mediante las siguientes mediciones:

- **Peso fresco total**

Las plantas de lechuga fueron secadas con papel absorbente para tener un peso

seco de las mismas, luego, se pesaron al inicio y al final del experimento en su totalidad, se empleó una balanza de precisión Ohaus Scout Pro SP 2001 (capacidad 2000 g, ± 0.1 g).

- **Longitud de raíz**

Se tomaron medidas con una regla de las raíces de las plantas, las unidades se expresaron en centímetros, se detalla en la Figura 3 la representación de la medición.



Figura 3: Raíces en plántula y en peso final de lechugas

- **Número de hojas**

Se efectuó el conteo del número total de hojas por cabeza de lechuga en cada planta ya sean hojas grandes y bien formadas, así como otras hojas que no necesariamente eran grandes.

3.7.4. Diseño experimental

El diseño experimental del trabajo fue completamente al azar (DCA), dónde las unidades experimentales fueron homogéneas, a continuación, se describen la unidad experimental, tratamientos, variables y el análisis estadístico.

a) Unidad experimental

Cada componente del sistema RAS ha sido considerado para efectos del experimento como una unidad experimental con tres repeticiones. Tanto en la primera etapa como

en la segunda.

b) Tratamientos

Se evaluaron 2 tratamientos, ambos con una misma densidad inicial de peces de 3 kg/ m³ durante un mes; con la diferencia que en el tratamiento 2 se realizó la inclusión de un módulo hidropónico con 20 lechugas por cama.

- Tratamiento 1: Cultivo de tilapia con una densidad inicial de 3 kg / m³ durante un mes.
- Tratamiento 2: Cultivo de tilapia con una densidad inicial de peces de 3 kg / m³ más la inclusión de un módulo hidropónico con 20 lechugas por cama durante un mes.

c) Variables dependientes

Caracterización de la calidad de agua de los efluentes de cultivo de tilapia, específicamente de macro y micro elementos, compuestos nitrogenados (NAT, nitritos, nitratos), solidos sedimentables, así como, también crecimiento de peces (S%, TCA).

d) Variables independientes

La cantidad del alimento suministrado, la densidad de siembra de 3kg/m³, los caudales usados en los distintos componentes del sistema RAS, fueron los factores controlados en este experimento.

e) Análisis Estadísticos

Para la caracterización de la calidad de agua, se realizó un análisis descriptivo expresado como valores promedio y desviación estándar por cada parámetro físico-químico (temperatura, pH, oxígeno disuelto, alcalinidad, dureza total y conductividad eléctrica) al inicio y al final de cada etapa, el mismo procedimiento se tuvo para el crecimiento de peces (peso final, biomasa final, total de alimento entregado). Del mismo modo, se examinó las eficiencias promedio por cada sistema

de los filtros mecánicos y biológicos.

Para el análisis de la segunda etapa experimental, modificación de la calidad de los efluentes por la adición de un módulo hidropónico de lechugas, el diseño experimental fue un diseño completamente al azar (D.C.A.) con dos tratamientos, los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA), se empleó el software SAS (Statistical Analysis System) con versión 9.2. La separación media dentro de cada parámetro (promedio de cada repetición para concentración de nutrientes) medido se realizó mediante la prueba de Tukey bajo un nivel de significación de 0.05 para determinar diferencias significativas.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de la calidad de agua

4.1.1. Temperatura (°C)

Se observa en la Tabla 6, las temperaturas promedio y las desviaciones estándar obtenidas durante las mediciones en cada etapa de la investigación, en los tanques de cultivo de peces (TC) y a la salida de las camas hidropónicas (SCH).

Tabla 6: Valores de temperaturas (°C) promedio del agua en el sistema acuapónico

Parámetro	Hora	Etapa 1		Etapa 2	
		TC	SCH	TC	SCH
Temperatura °C	09:00	27.3 ± 1.2	26.2 ± 1.07	24.6 ± 1.53	23.5 ± 1.49
	12:00	28.5 ± 1.51	27.1 ± 1.46	25.5 ± 1.81	24.2 ± 1.73
	15:00	29.6 ± 1.47	28.2 ± 1.65	25.9 ± 1.87	24.6 ± 1.74

TC: Tanque de cultivo, SCH: Salida cama hidropónica

n= 3

En ambas etapas (abril – junio) en los tanques de cultivo se tuvo la temperatura promedio más alta a las 15:00 horas (29.6 – 25.9 °C), con una variación promedio de temperatura de ± 3.64 °C, mientras que los niveles más bajos de temperatura (en los tanques de cultivo) sucedieron a las 9:00 horas (27.3 – 24.6 °C), teniendo una variación promedio de temperatura de ± 2.71 °C. Se observa también, en ambas etapas, que las temperaturas en la salida de las camas hidropónicas son ligeramente menores (1 °C) que las de los tanques de cultivo, atribuyéndose esta diferencia a la ubicación de los componentes del sistema como los tanques de cultivo y biofiltros dentro del invernadero y la de las camas hidropónicas y tanques cisterna al exterior del invernadero en un ambiente cercado y con techo de malla raschel que los protegía de la luz solar directa.

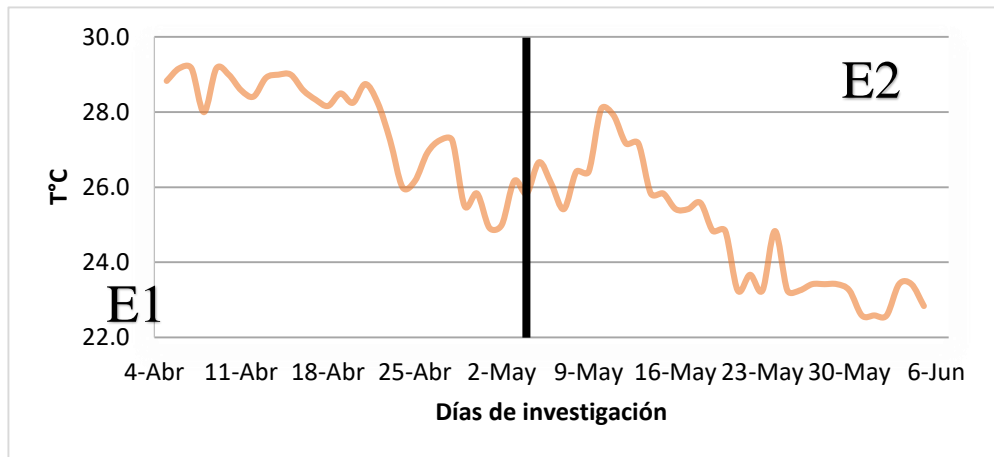


Figura 4: Registro diario de temperaturas (°C) promedio en el sistema acuapónico

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

Los valores de temperatura diaria promedio registrados (29.6 – 23.5 °C) durante la investigación, ilustrados en la Figura 4, están dentro del rango que recomienda El-Sayed, (2006), para el desarrollo y crecimiento normal de cultivo de tilapia que es de 20 a 35 °C, si bien hubo un descenso de la temperatura promedio en la segunda etapa ocasionado por la disminución de la temperatura ambiental a finales del otoño, este parámetro fue mantenido dentro del rango debido al uso del invernadero el cual contribuyó a que la variación no fuera extrema. Respecto a las lechugas hidropónicas, según Pizarro et. al. (2019), éstas deben cultivarse a una temperatura no mayor a 25 °C, se observa que, durante la segunda etapa, correspondiente al experimento con la inclusión del cultivo de lechugas en el sistema, la temperatura del experimento fue en un mayor número de días cercana al valor recomendado, teniéndose un crecimiento vegetal durante 30 días, periodo estimado para *Latuca sativa* en sistema hidropónico (Brechner y Both, 2013). La temperatura durante el otoño en el lugar donde se desarrolló el experimento (distrito de La Molina) no presentó un factor limitante para su crecimiento debido a que la variación diaria no fue mayor a 2 grados. El crecimiento de vegetales durante otras estaciones con variaciones extremas y fuera del rango óptimo pueden afectar su desarrollo, se reporta la inhibición de la respiración y fotosíntesis a causa de altas temperaturas, limitando su producción en climas tropicales (Taiz y Zeiger, 2010) mencionados por Cebada Merino et al. (2016).

4.1.2. Oxígeno Disuelto (mg/L)

En la Tabla 7 son presentados los resultados de la concentración promedio de oxígeno en los tanques de cultivo, a la salida de los biofiltros y de las camas hidropónicas en cada etapa experimental. Al analizar los valores por componente, la concentración de oxígeno en los tanques de cultivo fue ligeramente más alta que en los biofiltros y las camas hidropónicas en ambas etapas, con una diferencia promedio de menos de 0.2 mg/L, asimismo los valores en la primera etapa ligeramente menores a los de la segunda etapa. En cuanto a la variación durante la mañana y la tarde hay una tendencia que la concentración de oxígeno disminuya en las tardes, figuras 5 y 6.

Tabla 7: Valores de oxígeno disuelto promedio (mg/L) del agua en el sistema acuapónico

Parámetros	Hora	Etapa 1		Etapa 2		
		TC	SB	TC	SB	SCH
OD (mg/L)	09:00	7.34 ±	7.17 ±	7.77 ±	7.67 ±	7.44 ±
		0.51	0.54	0.44	0.40	0.40
	16:00	7.05 ±	7.04 ±	7.73 ±	7.65 ±	7.48 ±
		0.45	0.48	0.35	0.37	0.37

TC: Tanque de cultivo, SB: Salida de biofiltro, SCH: Salida cama hidropónica.

n=3

La Figura 5 nos muestra que en la etapa 1 (sólo peces), en los tanques de cultivo, se tuvo una mayor variación del oxígeno diario promedio (7.34 – 7.17 mg/L) durante las mañanas, en comparación (7.77 – 7.67 mg/L) con la etapa 2 (peces más lechugas), antes de esta medición los peces tuvieron su primera ración de alimento, indicar que durante las dos etapas se tuvo la consideración de trabajar inicialmente con el volumen de agua máximo que soporta el sistema, para evitar una reposición por el agua evaporada. Se observa también que los niveles de oxígeno suben al pasar los días de la investigación, esto se debe a la disminución de la temperatura del agua.

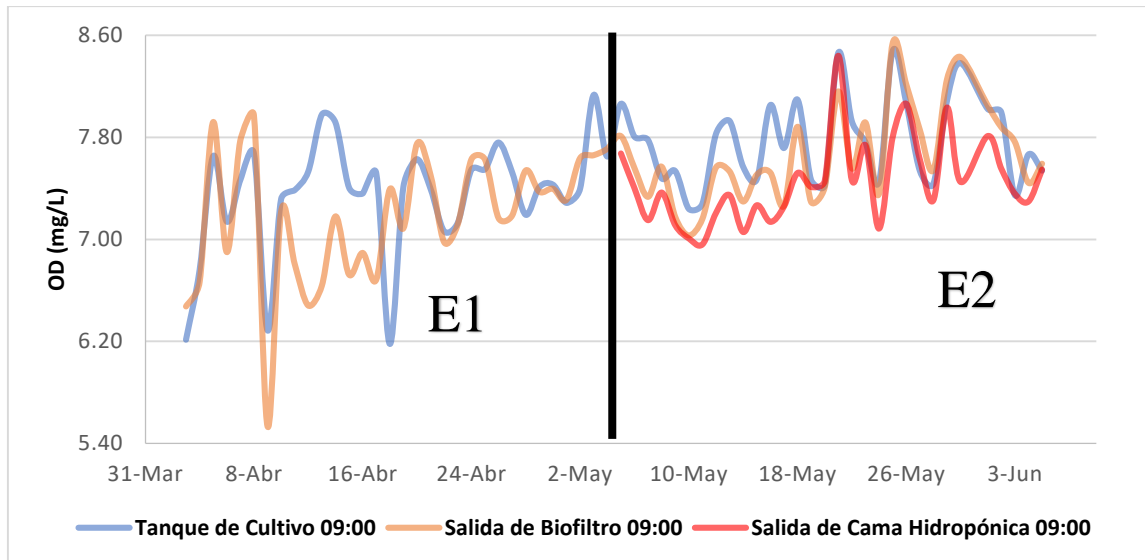


Figura 5: Registro diario promedio de OD (mg/L) a las 09:00 horas

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

En la primera etapa a las 16:00 horas, a la salida del biofiltro se registró el valor más bajo (6.17 mg/L) de oxígeno disuelto, así como también la mayor variación (8.04 – 6.17 mg/L) con respecto a la etapa 2; las concentraciones promedio de oxígeno fluctuaron debido al proceso de nitrificación, ya que en la primera etapa se tuvieron los valores más altos de NAT, por otro lado, los peces utilizan oxígeno para poder metabolizar la comida suministrada y convertirla en energía y biomasa (Yildiz et al., 2017); se muestra también, que en las camas hidropónicas (etapa 2) se tienen los valores más bajos (7.44 mg/L) como se aprecia en la Figura 7, debido al consumo que tienen las raíces de las lechugas para la absorción de los nutrientes. No se puede afirmar que haya habido una gran variación de este parámetro durante las etapas experimentales, estas pequeñas variaciones relacionadas principalmente a las fluctuaciones diarias de temperatura durante la ejecución del trabajo confirman que la circulación del agua en el sistema permitió mantener dentro de un pequeño rango el oxígeno disuelto óptimo en cada uno de los componentes y en cada etapa experimental. Los procesos de respiración de los peces, bacterias en los biofiltros y de las raíces de las plantas en las camas hidropónicas no estuvieron limitados por la concentración del oxígeno en el sistema.

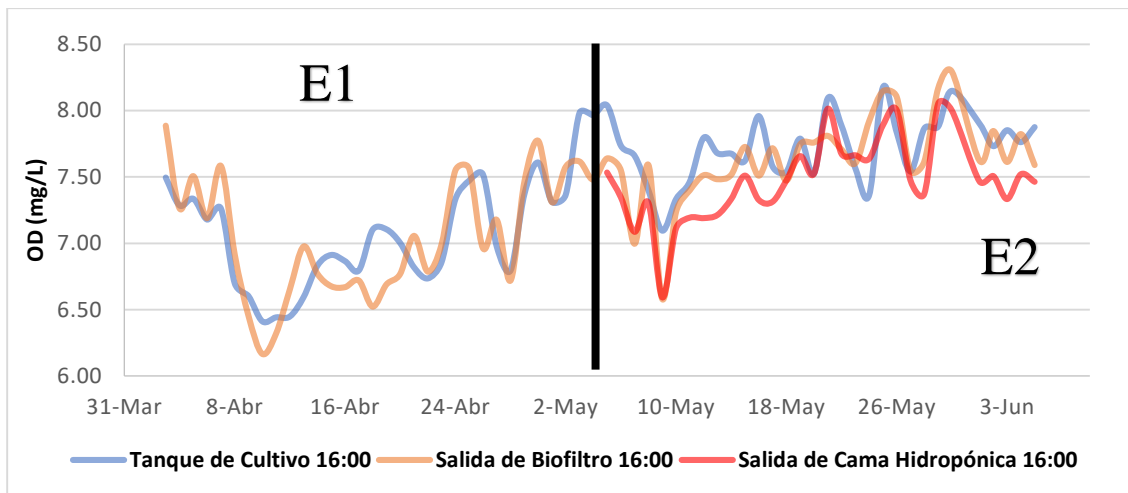


Figura 6: Registro diario promedio de OD (mg/L) a las 16:00 horas

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

Los valores de oxígeno disuelto registrados están por encima de lo obtenido por Pincay y Sanchez (2019), en un sistema acuapónico de tilapia y lechuga, dónde tuvo un periodo de 37 días (6.71 mg/L promedio). Los valores registrados en la investigación siempre estuvieron por encima de 3 mg/L, valor mencionado por El Sayed, 2006, para el crecimiento óptimo de la tilapia, así como, mayor a los 2.1 mg/L, valor considerado como crítico para un crecimiento vigoroso de lechuga en sistemas hidropónicos a temperatura de 24 °C (Goto et al., 1996) y sobre el rango de 0.3 a 4.0 mg/L reportado para la máxima tasa de crecimiento de ambas reacciones de nitrificación, recomendándose valores mayores a 4 mg/L (Stenstrom y Poduska, 1980). El diseño del sistema comprendió caídas de agua del filtro mecánico al biofiltro, del biofiltro a las camas hidropónicas, de las camas hidropónicas hacia los reservorios y de los reservorios a los tanques de cultivo de peces, permitiendo la oxigenación del agua en todo el trayecto.

4.1.3. pH

Los valores promedio de pH presentados en la Tabla 8, nos muestran que las concentraciones fueron ligeramente más altas durante la tarde (16:00) con respecto a la mañana (09:00), así mismo, en los tanques de cultivo y a la salida de los biofiltros, en la primera etapa los valores promedios fueron ligeramente más altos que en la segunda, con una diferencia promedio de 0.17 y 0.22, respectivamente.

Tabla 8: Registro de pH promedio y desv. st. del agua en el sistema acuapónico

Parámetros	Hora	Etapa 1		Etapa 2		
		TC	SB	TC	SB	SCH
pH	09:00	7.96 ± 0.22	7.94 ± 0.16	7.79 ± 0.37	7.72 ± 0.31	7.61 ± 0.28
	16:00	8. ± 0.26	7.99 ± 0.21	7.96 ± 0.38	7.89 ± 0.32	7.78 ± 0.28

TC: Tanque de cultivo, SB: Salida de biofiltro, SCH: Salida cama hidropónica.

n=3

En la primera etapa, se observa en las figuras 8 y 9 que no hay una diferencia marcada durante el día entre los tanques de cultivo (7.96 – 8) y a las salidas de los biofiltros (7.94 - 7.99), se registró una mayor variación de los valores de pH en los diferentes puntos de muestreo, en la última semana de la etapa 1 y en las primeras semanas de la segunda etapa, esto coincide con la caída de la alcalinidad total. Con respecto a la segunda etapa, se aprecia una ligera mayor variación promedio, entre los tanques de cultivo (7.79 – 7.72) y a la salida de biofiltros (7.96 – 7.89); Resh, (1991), estableció que la respiración y alimentación de la planta da como resultado un intercambio de iones y liberación de H⁺, lo que tiende a incrementar la acidez del agua. Durante horas de la mañana y tarde, la variación entre puntos de muestreo es mayor en la segunda etapa en relación a la primera.

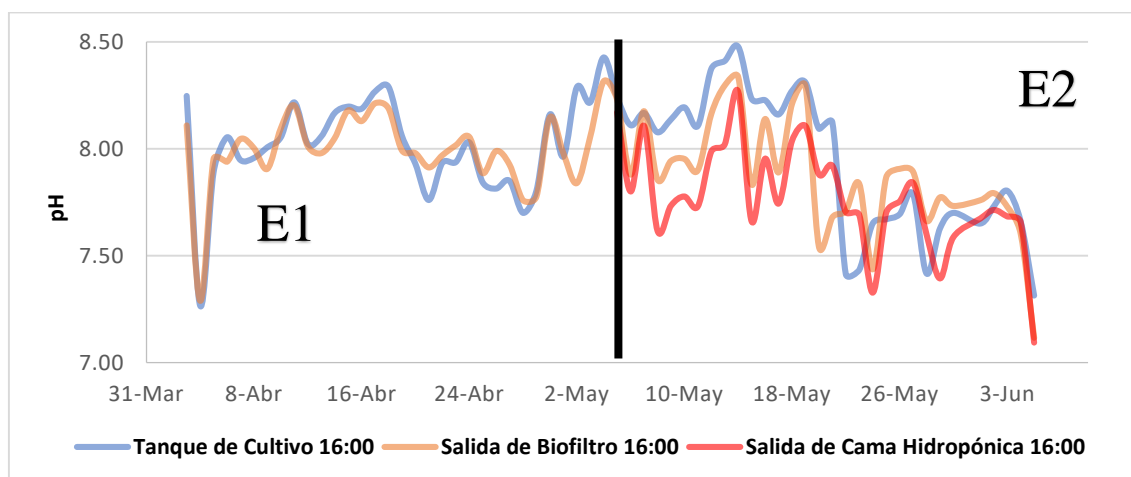


Figura 7: Registro diario de pH 09:00 horas

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

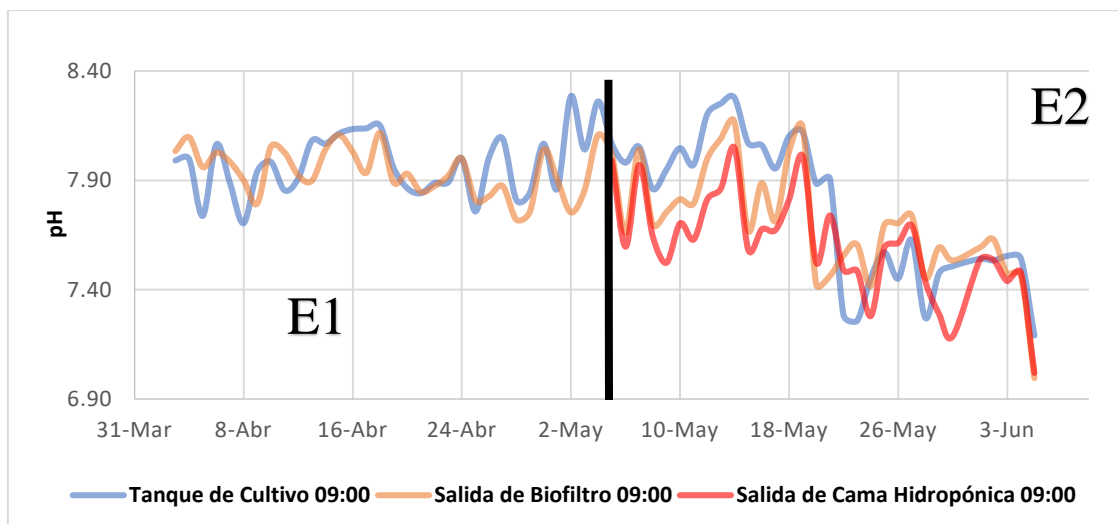


Figura 8: Registro diario de pH 16:00 horas

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

Los resultados están dentro del rango propuesto por Saavedra, (2006), (6.5 – 9) para un óptimo cultivo de tilapia; del mismo modo, los valores promedio de pH están en el rango (7.5 – 9) para favorecer la nitrificación de acuerdo con Tyson et al. (2011); sin embargo, para Nelson, (2008), la lechuga debe cultivarse en un rango de pH 5.8 – 6.2. Wheaton et al. (1994) reportaron que cambios drásticos del pH de 0.5–1.0 unidades causan estrés a las bacterias del biofiltro y pueden disminuir la tasa de nitrificación hasta en un 50%. Yang y Kim, (2020), mencionaron que las lechugas en sistemas acuapónicos tienen un rango de pH más amplio con relación a otras plantas como tomate o albahaca, además, señalaron que las lechugas se adaptan a valores de 7, sin embargo, en este estudio se tuvieron valores promedio en la mayoría de los días por encima de 7, incluso mayores a 8, conjuntamente, a lo mencionado por Nelson, (2008) y por Resh, (1991), citado en la Figura 1, los resultados obtenidos nos muestran que el pH no es el mejor para una óptima absorción, de macro y micro nutrientes presentes en el agua, por parte de las raíces de la lechuga.

4.1.4. Alcalinidad total (mg/L CaCO₃)

En la Figura 9 se puede apreciar la variación semanal promedio de alcalinidad total durante la investigación, en la primera etapa, a la salida de los biofiltros se observan ligeras disminuciones e incrementos de los valores, por otro lado, en la segunda etapa, la segunda y tercera semana hay una caída de 7.3 y 4.7 mg/L CaCO₃ correspondientemente, mientras que en la cuarta semana hay un aumento de la alcalinidad total en 4.7 mg/L CaCO₃.

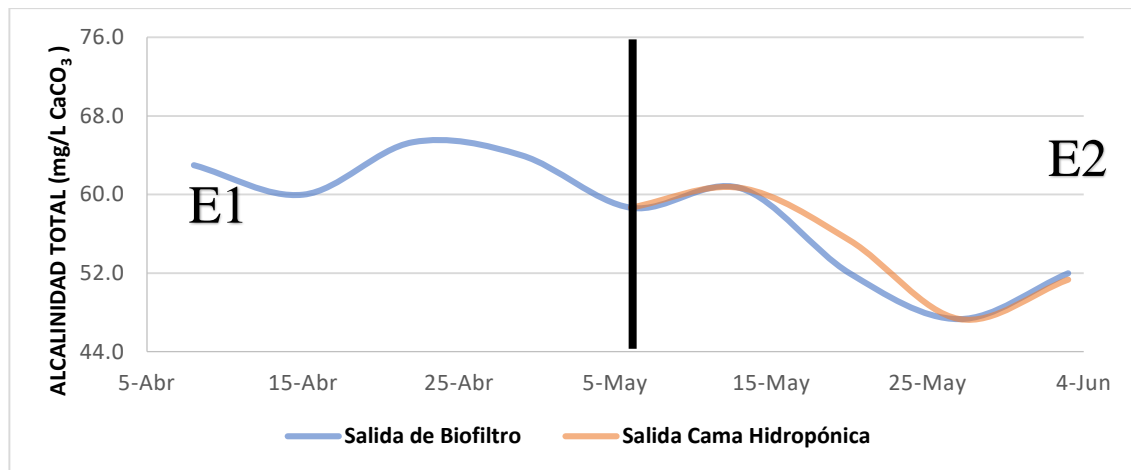


Figura 9: Registro de variación promedio semanal de alcalinidad total (mg/L CaCO₃)

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

Durante el proceso de nitrificación en los biofiltros la alcalinidad disminuye (Anderson et al., 2017), está determinado que por cada gramo de NAT reducido a NO₃⁻, se consumen 7.14 gramos de alcalinidad (Mendiola, 2015), es por ello, la ligera reducción de la misma; en la segunda etapa, los picos de caída en la alcalinidad se deben además al descenso de los niveles de pH en el agua, Silva, (2012), menciona que el desarrollo de las plantas se ve reducido en condiciones de acidez o alcalinidad marcada, las plantas al absorber distintos nutrientes como Fe, Ca, Mg, Zn, P entre otros, se libera en el agua H⁺, acidificando el medio, así como, la absorción de CO₂ por parte de las raíces de las lechugas, en consecuencia, se vuelve menos estable el pH buffer como se observó en la Figura 10, no obstante, los valores registrados de alcalinidad total presente en el agua, no fueron un factor limitante en el cultivo de peces según lo indicado por Andrade et al. (2007); Rojas y Rocha, (2004). Los valores obtenidos están por debajo de los niveles registrados por Rakocy et al. (2006), en un sistema acuapónico de tilapia con producción de vegetales teniendo un rango entre 96.7 y 156 mg de CaCO₃/L, en dicho estudio se añadieron soluciones básicas al sistema para regular la alcalinidad. De continuar la producción peces más lechugas, se debería adicionar soluciones para mantener los valores de alcalinidad y no pierda la estabilidad el ph, como se comenta en investigaciones similares.

4.1.5. Dureza total (mg/L CaCO₃)

En la primera etapa a la salida de los biofiltros se tuvo una dureza total promedio de 335 mg/L CaCO₃, desde la primera semana hasta la tercera hay un aumento de 90 mg/L CaCO₃ de la dureza total promedio en el agua, por otro lado, en la etapa 2, hubo 389 mg/L CaCO₃ a la salida de los biofiltros y a la salida de las camas hidropónicas de 394 mg/L CaCO₃, hay un aumento en la dureza total promedio del agua (salida de biofiltros) desde la segunda semana hasta la finalización de la investigación en 61 mg/L CaCO₃. En las dos primeras semanas de la segunda etapa se tuvieron valores más altos a la salida de las camas hidropónicas con relación, a la salida de los biofiltros; esto se debió a que no hubo piedras difusoras en las camas hidropónicas, por ende, no hubo turbulencia en el agua, acumulándose sales en dichas unidades, todo lo indicado se puede apreciar en la Figura 10.

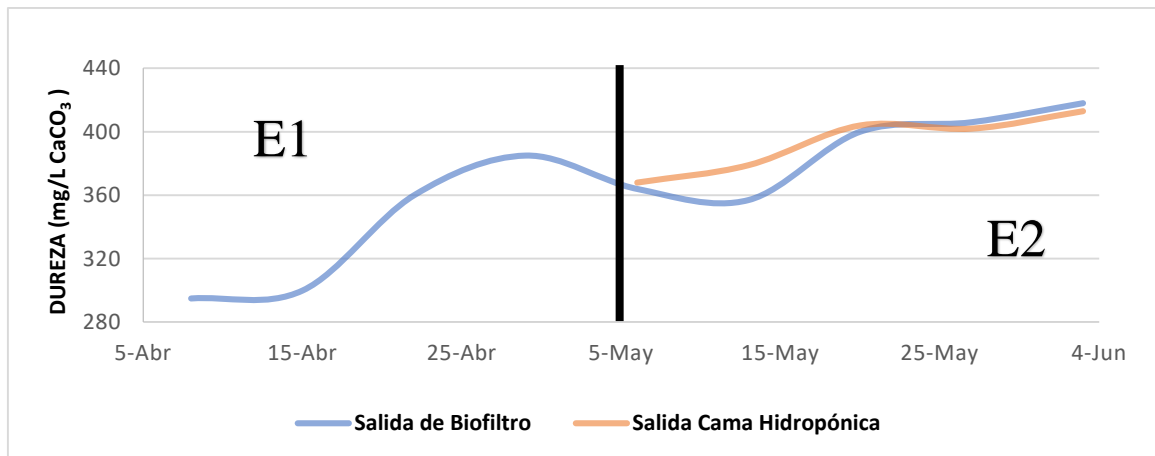


Figura 10: Registro de variación promedio semanal de dureza total (mg/L CaCO₃)

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

La dureza del agua se debe principalmente a la presencia de calcio y magnesio, además, mientras más dura sea ésta su capacidad de estabilizar los cambios de pH en el sistema será mayor (Alatorre, 2007). Los valores promedio semanal de dureza total estuvieron acordes con respecto a lo dicho por Boyd, (2004), (> 20 mg/L CaCO₃) para un crecimiento óptimo de los peces. De acuerdo con Carruthers, (2015), para sistemas acuapónicos la dureza total del agua debe estar en un rango de 60 – 140 mg/L, siendo los valores promedios obtenidos en esta investigación mayores. De acuerdo con NRC, (1993), las tilapias para un óptimo crecimiento requieren 0.7 % de calcio y 0.06 a 0.08 % de magnesio en la dieta, mientras que, para lechuga, de acuerdo con Molina, (2011), los niveles de requerimiento de calcio son entre el doble y cuatro veces más de lo necesario con respecto a magnesio. En el análisis de

iones como se mostrará más adelante, el Ca disminuye durante la etapa experimental y se observa un incremento del magnesio pudiéndose atribuir que la dureza de Mg es la que incrementa la dureza total.

4.1.6. Conductividad Eléctrica (C.E.)

En la primera etapa a la salida de los biofiltros se tuvo una conductividad eléctrica promedio inicial y final de 1033, 1117 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente, por otra parte, en la etapa 2 a la salida de los biofiltros, con una conductividad eléctrica promedio inicial y final de 1084, 1210 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente, mientras que a la salida de las camas hidropónicas con concentraciones promedio inicial y final de 1093, 1208 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspondientemente. La conductividad eléctrica durante el transcurso de la investigación incrementó con respecto a los valores iniciales; el incremento es más pronunciado en la segunda etapa, siendo las dos primeras semanas dónde la C.E. promedio, a la salida de las camas hidropónicas (1093 - 1109 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 1109 - 1148 $\mu\text{S}/\text{cm}$) fue ligeramente mayor a la salida del biofiltro (1084 - 1104 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 1104 - 1140 $\mu\text{S}/\text{cm}$), como se muestra en la Figura 11.

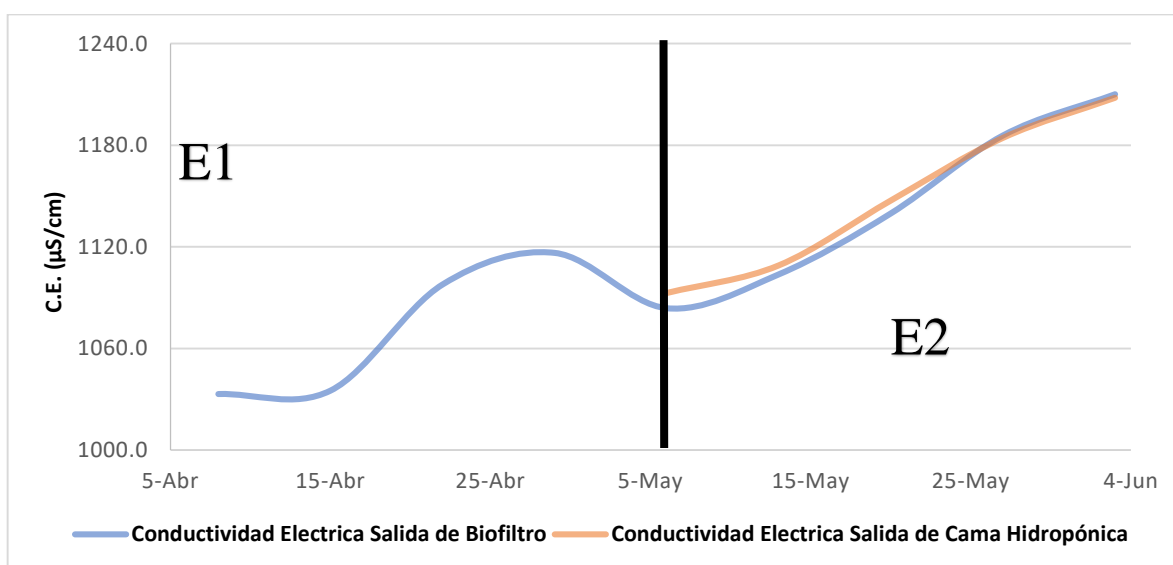


Figura 11: Registro de variación promedio semanal de C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

La concentración de sales durante la investigación refleja el aumento de la conductividad eléctrica; Rakocy, (2002), alude que el ingreso de alimento al sistema de cultivo hace que los valores de conductividad eléctrica se eleven. También se debe recordar que las altas temperaturas del agua (requeridas para la tilapia) favorecen la degradación de contaminantes

orgánicos como las heces o los alimentos no consumidos (Villaroel et al., 2011), por ello el aumento de la conductividad. De acuerdo con Resh, (1991), para un adecuado crecimiento de cultivo de lechuga los valores de conductividad eléctrica deberían ser más altos a los obtenidos en la segunda etapa de la investigación (1.2 a 2.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Los valores obtenidos en esta investigación son menores a los reportados por Ascencio et al. (2019), que fueron de 2.7 y 2.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en promedio; por ende, en esta investigación con respecto a la de Ascencio et al. (2019), se tuvieron menos sales en el agua, que pueden ser aprovechados por las plantas para su crecimiento.

4.1.7. Compuestos nitrogenados

a) Nitrógeno amoniacal total (NAT)

La concentración promedio de NAT fue baja en ambas etapas (con un valor máximo a la salida del biofiltro de 0.72 mg/L NAT, en la primera etapa) debido a la poca cantidad de alimento suministrado a los peces (0.89 , 0.88 kg), además, los valores de pH y temperatura permitieron mantener concentraciones bajas de la fracción tóxica del NAT, el amoniaco; a partir del 14 de abril (segunda semana), se tiene una mayor diferencia entre las concentraciones promedio a la salida del biofiltro y a la entrada del mismo, observándose asimismo un descenso de los valores de alcalinidad relacionado al mismo proceso durante la primera etapa de sólo peces en el sistema.

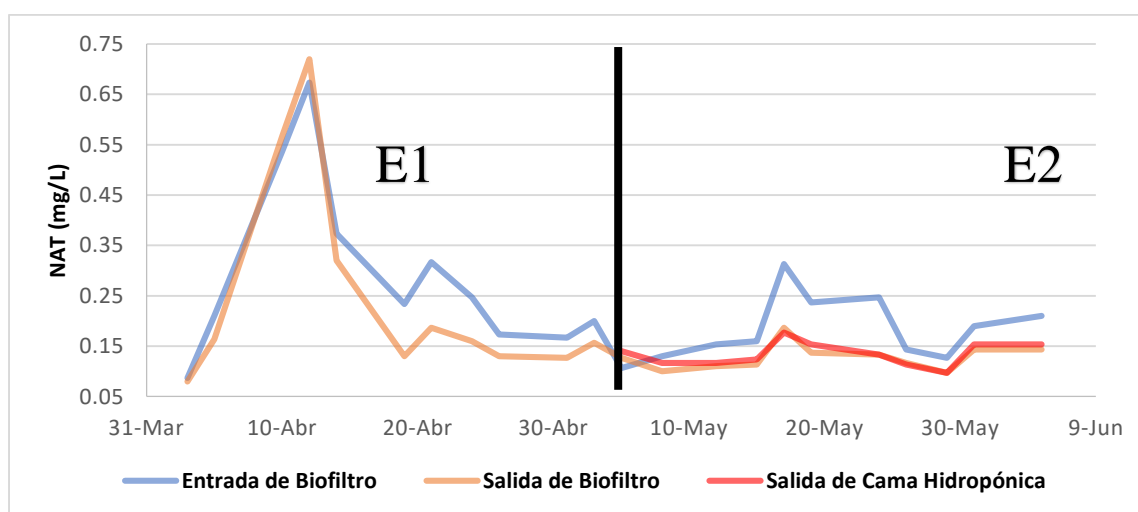


Figura 12: Registro de variación promedio de NAT (mg/L)

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

Los registros de nitrógeno amoniacal total (NAT), estuvieron en ambas etapas acorde con lo señalado por Wheaton et al. (1994) y Losordo et al. (1992), para un crecimiento óptimo de peces, manteniéndose por debajo a 1 mg/L durante la investigación. En la segunda semana (12 de abril) de la etapa 1 se registró el valor máximo que fue 0.72 mg/L, sin embargo, no comprometió a los peces. Las concentraciones de NAT fueron mayores en la primera etapa (concentración promedio 0.26 mg/L NAT) con respecto a la segunda (concentración promedio 0.15 mg/L NAT), además de ello, en la segunda etapa las concentraciones a la entrada y salida de las camas hidropónicas tienen valores similares, como se observa en la Figura 12. Pincay y Sánchez, (2019), en un sistema acuapónico de tilapias y lechugas, sembrando 30 peces con un peso inicial de 2.97g, llegando a 100g en 37 días con un alimento de 35% de proteína a una ración diaria de 15g, tuvieron en promedio (0.75 mg/L) mayor concentración de NAT que lo obtenido en esta investigación. Clarkson y Lane, (1997), mencionaron que las plantas absorben nitrógeno bajo la forma de amonio (NH_4^+), mientras que el amoníaco (NH_3) es convertido luego de la nitrificación a nitrato; en un cultivo de tilapia roja con diferentes grupos de pesos (20, 40, 80, 120 y 180 gramos), densidades (75 peces/unidad experimental) y biomásas, con una alimentación a saciedad, Rafiee y Saad, (2005), obtuvieron una concentración de NAT entre 4.73 – 14.87 mg/L, en 21 días de estudio, siendo mucho mayor a la obtenida en la presente investigación. Estadísticamente en la entrada como a la salida de los biofiltros, entre ambas etapas, se encontraron diferencias significativas a un nivel de confianza del 95%, con lo cual se confirma el proceso de nitrificación efectuado en los biofiltros.

b) Nitritos (N- NO_2 -)

La concentración promedio de nitritos se mantuvo bajo (máximo valor 0.3 mg/L) y no representó ningún problema para el cultivo de los peces, de acuerdo con lo manifestado por Rakocy et al. (2007). Los valores más altos registrados ocurrieron en la segunda etapa de la investigación a la entrada de los biofiltros (0.3 mg/L), como se ve en la Figura 13, en ambas etapas se muestra un aumento en la concentración promedio de nitritos, lo cual, indica que hay un crecimiento desigual de las colonias de bacterias del biofiltro, las *Nitrosomonas spp.* están oxidando más rápido el NAT, de lo que las bacterias *Nitrobacter spp.* convierten los nitritos a nitratos (Ebeling et

al., 2006).

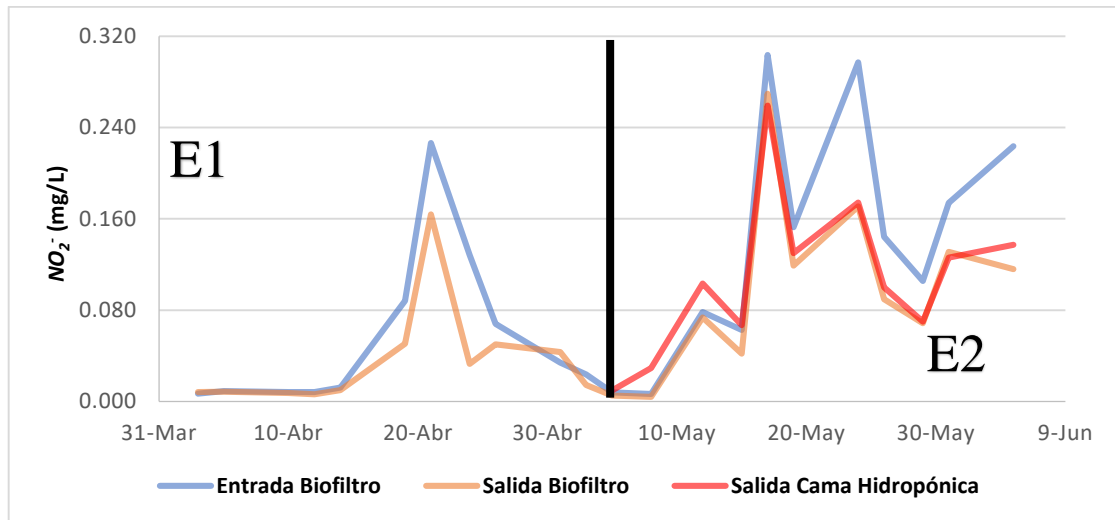


Figura 13: Registro de variación de nitritos (N-NO₂⁻)

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

Las concentraciones promedio de nitrito en las salidas de los biofiltros y a las salidas de las camas hidropónicas, tienen valores similares, sobre todo después del día 15 de mayo, por lo que la absorción de nitrito por las plantas es mínima. La acumulación de nitritos también surge por el incremento en los valores de NAT, así mismo, los días donde ocurre la reducción de NAT, se presentan valores promedios altos de nitritos por la nitrificación. Los valores promedios obtenidos en esta investigación (0.046, 0.117 mg/L) son menores a los reportados por Silva, (2012), dónde obtuvo valores promedio de hasta 0.675 mg/L en 46 días de investigación, en un cultivo de tilapia y chile, con un alimento de 25% de proteína y con una densidad de siembra de peces de 23 g/acuario. Ascencio et al. (2019), reportaron un rango de 0.22 – 0.26 mg/L, en este estudio se tuvieron también valores que oscilaron dentro de ese rango. Por otro lado, Rafiee y Saad, (2005), registraron concentraciones más altas, que fluctuaron entre 3.75 – 9.77 mg/L. Estadísticamente en la entrada como a la salida de los biofiltros, entre ambas etapas, se encontraron diferencias significativas a un nivel de confianza del 95%, estos valores con diferencia significativa son una prueba de la nitrificación efectuada en los biofiltros.

c) Nitratos (N-NO₃-)

La concentración promedio de nitratos fluctuó durante ambas etapas en la investigación, durante casi toda la primera etapa, se registraron valores ligeramente más altos a la entrada del biofiltro que a la salida del mismo, mientras que, para la segunda etapa, los 20 primeros días la concentración promedio de nitratos a la salida de las camas hidropónicas fue ligeramente mayor que a la salida del biofiltro, esta diferencia puede ser atribuida a una menor absorción de NO₃⁻ por las lechugas, como se mencionó en párrafos anteriores el pH en esta segunda etapa fue mayor al recomendado para una óptima absorción de nutrientes, así como también pudo haber una mayor absorción de NH₄⁺ que NO₃⁻ ya que a bajas temperaturas (propias del clima de otoño durante el desarrollo del experimento) el ión NH₄⁺ se absorbe más rápidamente que los iones NO₃⁻, por la misma razón se observaron menores concentraciones de NAT en la segunda fase. En la Figura 14 se observa la variación de nitratos durante la investigación.

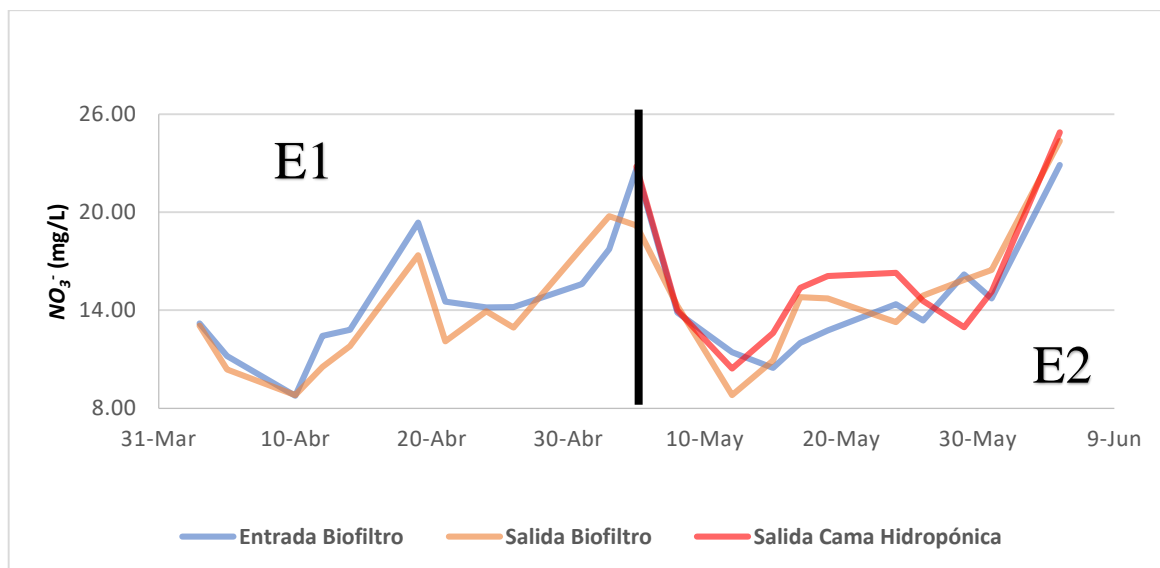


Figura 14: Registro de variación promedio de Nitratos (N-NO₃⁻)

E1: Etapa 1; E2: Etapa 2

Como se mencionó antes, hay una conversión más rápida de amoníaco a nitritos que de nitritos a nitratos en los biofiltros, lo que contribuye con una acumulación de nitratos en el sistema. Los valores de nitrato no representan peligro para el cultivo de tilapia de acuerdo con lo expuesto por Rakocy et al. (2007), dónde sugieren evitar rangos de 300 a 400 mg/L. Los resultados de esta investigación fueron menores (22.6,

24.9 mg/L NO₃⁻) a los reportados por Silva, (2012), teniendo valores promedio de nitrato de hasta 65.1 mg/L, y mayores a los registrados por Ascencio et al. (2019), que tuvieron un rango de 0.42 – 0.48 mg/L, en un sistema acuapónico de tilapia y lechugas en una duración de 6 semanas, con un alimento de 38 y 32% de proteína, un peso inicial de peces de 24 a 29 gramos. La mayor parte de la absorción de nitrógeno por parte de las plantas estará en forma de NO₃⁻, según lo señalado por Tyson et al. (2011). Estadísticamente en la entrada como a la salida de los biofiltros, entre ambas etapas, no se encontraron diferencias significativas a un nivel de confianza del 95%.

4.1.8. Nutrientes presentes en el sistema acuapónico

De acuerdo con Meyer y Mejía, (1993), los peces asimilan los minerales presentes en el alimento y en el agua, es por ello que se ve una disminución en las concentraciones de Ca, Fe, Mn, Zn y B, en la primera etapa. Durante la investigación el Ca fue el macro elemento que disminuyó en ambas etapas (137, 136, 128 mg/L), así como, los micro elementos Mn (0.01, 0.003, 0 mg/L) y Zn (0.01, 0.0047, 0 mg/L), en ese aspecto hay una coincidencia en lo dicho por Gutiérrez, (2011), que para cultivo de lechuga con y sin recirculación de solución nutritiva, los macros y micros elementos limitantes son K, Ca, Fe y Mn, sin embargo, en este estudio K, aumentó en ambas etapas, mientras que el Fe disminuyó en la primera y aumento en la segunda etapa, en el Anexo 1 se muestra las concentraciones promedio de nutrientes en mg/L del sistema acuapónico, de donde se obtienen las variaciones porcentuales y se aprecian en la Tabla 9.

Tabla 9: Variación porcentual de nutrientes en el sistema acuapónico

Nutrientes	Etapas 1	Etapas 2
K	33.9	42.7
Ca	-1.22	-5.48
Mg	1.09	12.4
SO ₄ ²⁻	13.8	4.73
Fe	-26.7	36.4
Cu	33.3	ND
Mn	-70	ND
Zn	-53.3	ND
B	-11.2	40.9

ND: No detectado por laboratorio

n=3

En la primera etapa, Calcio (Ca) disminuyó su concentración en 1.22%, mientras que Potasio (K), Magnesio (Mg) y Sulfatos (SO_4^{2-}) aumentaron sus concentraciones en 33.9, 1.09 y 13.8% respectivamente; por el lado de los micro elementos, disminuyeron sus concentraciones Hierro (Fe), Manganeso (Mn), Zinc (Z) y Boro (B), en 26.7, 70, 53.3 y 11.2% respectivamente, en cambio Cobre (Cu) aumentó su concentración en 33.3%. En la segunda etapa, Ca fue el único macro elemento que disminuyó 5.48% con respecto al valor final de la etapa uno, K, Mg, SO_4^{2-} aumentaron sus concentraciones en 42.7, 12.4 y 4.73% respectivamente; con respecto a los micro elementos, Fe y B aumentaron su concentración en 36.4 y 40.9% correspondientemente, Cu, Mn y Zn para la final de la segunda etapa, no se determinaron sus concentraciones en el análisis de laboratorio. Estadísticamente en los efluentes, entre ambas etapas, se encontraron diferencias significativas para calcio, potasio, sulfatos, cobre, zinc y manganeso, mientras que, para boro y hierro, no se encontraron diferencias significativas a un nivel de confianza del 95%.

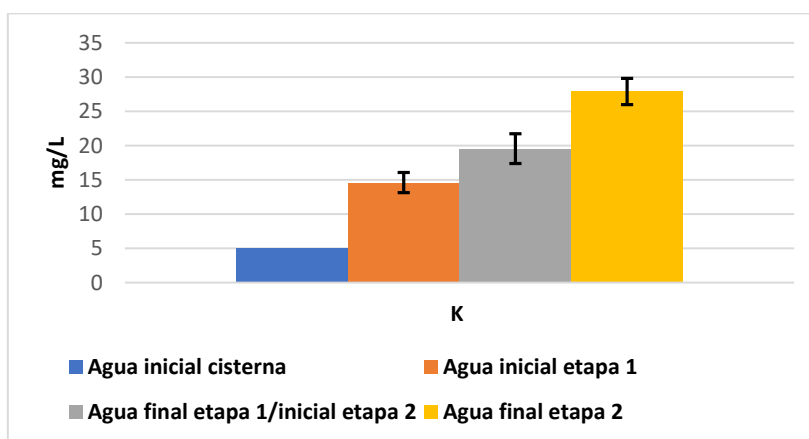


Figura 15: Concentraciones (mg/L) promedios de potasio presentes en el sistema acuapónico

Las concentraciones de potasio (K) fueron aumentando a través de los días (14.6, 19.56 y 27.9 mg/L), como se aprecia en la Figura 15, finalizando la primera y segunda etapa de estudio se tuvieron valores más altos a los registrados por Villaroel et al. (2011), dónde registró un rango entre 7 – 16 mg/L, en un sistema acuapónico de tilapia y fresas, teniendo dos densidades (2 - 5 kg/m^3), sin embargo, las concentraciones fueron menores con respecto a lo registrado por Rackocy et al. (2004), en un sistema acuapónico de tilapia y albahaca, teniendo un rango de 37.1 – 56.9 mg/L, con densidades de 77 y 154 peces/ m^3 , con un peso inicial de 70 g., utilizando 1.67 kg y 1.64 kg de alimento en dos tratamientos durante 24

semanas. En el alimento balanceado para acuicultura, se encuentra una concentración de K del 1.28%, mientras que en las soluciones nutritivas hidropónicas se manejan concentraciones de K de 85 mg/L según lo señalado por Sánchez-Aldana, (2008). El K desempeña un papel importante en la regulación osmótica e iónica de los fluidos extra e intracelulares en los peces (NRC, 1993).

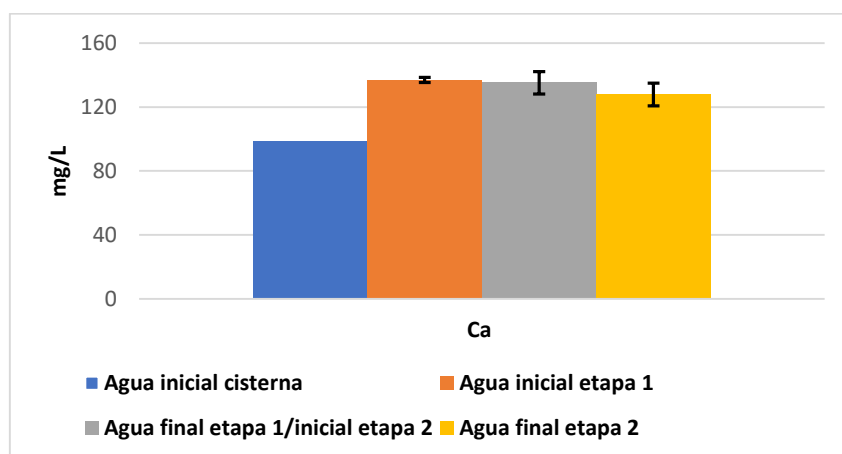


Figura 16: Concentraciones (mg/L) promedios de calcio presentes en el sistema acuapónico

Con respecto a los valores de calcio (Ca), tuvieron una pequeña disminución con relación a los valores iniciales (137, 136 y 128 mg/L), de acuerdo con Delaide et al. (2016), el calcio es absorbido por las plantas en un rango de pH entre 6 – 8; las concentraciones obtenidas en este estudio se diferencian de lo reportado por Pincay y Sánchez, (2019), que tuvieron concentración promedio de 314 mg/L, del mismo modo, se difiere de los resultados registrados por Delaide et al. (2016), que fue de 14.72 mg/L en una solución acuapónica usada para crecimiento de lechugas comparándolas con solución hidropónica y una solución acuapónica complementaria. Por otro lado, Yang y Kim, (2020), expusieron que la tasa de liberación diaria promedio de Ca, fue de 0.2 mg/L, en un sistema acuapónico con tilapias en ausencia de plantas, con un peso promedio de 250 g, a una densidad de 20 kg/m³, con una tasa de alimentación de 1% con un alimento que contiene 41% de proteína y 1.1.% de fósforo, siendo las concentraciones reportadas menor a cualquier valor registrado en este estudio. Generalmente, los niveles de calcio presente en los alimentos balanceados satisfacen los requisitos de la mayoría de los peces (NRC, 1993). En la Figura 16 se muestra la variación de calcio a través de la investigación.

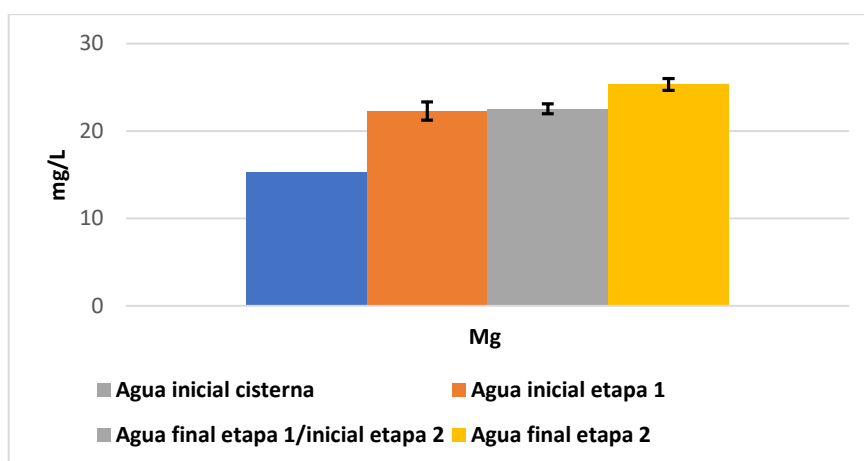


Figura 17: Concentraciones (mg/L) promedios de magnesio presentes en el sistema acuapónico

Las concentraciones de Mg, son ligeramente uniformes a lo largo del estudio (22.3, 22.5 y 25.3 mg/L), Yang y Kim, (2020), reportaron 0.02 mg/L de Mg promedio que se libera diario en un sistema acuapónico en ausencia de plantas, del mismo modo, Rakocy et al. (2004), registraron 6.5 mg/L como concentración promedio durante la producción de albahaca por lotes, Delaide et al. (2016), registraron 7.36 mg/L como concentración promedio en un ensayo con solución acuapónica, en estos casos el valor obtenido en esta investigación es mayor, los peces y plantas requieren menor cantidad de magnesio en comparación con otros macro nutrientes como el potasio, fósforo y calcio. El magnesio es un cofactor esencial en muchas reacciones enzimáticas, se ha demostrado una interacción entre las concentraciones de proteína y magnesio en la dieta en tilapia, donde el exceso de magnesio en una dieta baja en proteínas produjo signos de toxicidad y donde la deficiencia de magnesio en una alta dieta proteica causó hipercalcinosis en todo el cuerpo (NRC, 1993). La Figura 17 muestra las concentraciones a lo largo del estudio.

Los macro elementos que tuvieron mayor concentración (226, 258 y 270 mg/L) dentro de los analizados fueron los sulfatos (SO_4^{2-}), Yang y Kim, (2020), registraron 15.7 mg/L como la tasa de liberación promedio diaria de un efluente acuapónico, siendo al mes una concentración en promedio mayor a lo registrado en este estudio, por otro lado, Delaide et al. (2016), obtuvieron una menor concentración promedio medida semanalmente que fue de 10.9 mg/L, en dicho estudio los sulfatos se utilizaron como ajuste para la solución de

minerales. El incremento de sulfatos puede generar problemas de malos olores en el agua, en este caso no se presentaron malos olores en el agua de cultivo. En la Figura 18 se observa las concentraciones.

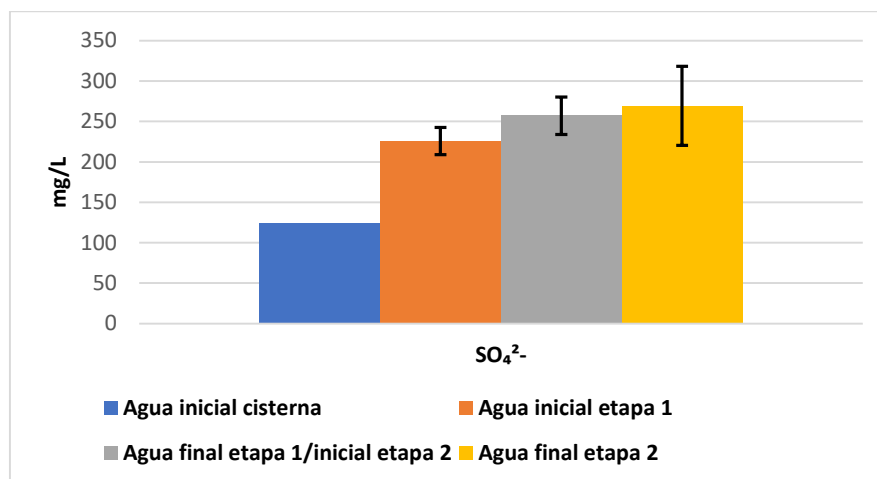


Figura 18: Concentraciones (mg/L) promedios de sulfatos presentes en el sistema acuapónico

En la investigación de Rafiee y Saad, (2005), los cuales evaluaron la recuperación de macro y micro elementos, a través del ingreso de alimento al sistema, mencionaron que la concentración de micro elementos (Zn, Mn, Cu y Fe) presentes en el agua disminuyó hasta una tasa inferior a 0,0001 mg/L, estos resultados son similares a esta investigación, para Cu, Mn y Zn. De acuerdo con Cripps y Bergheim, (2000), los sólidos tienen la capacidad de absorción de micro elementos del agua, lo cual se ajusta en esta investigación debido a la poca cantidad encontrada de los micro elementos en el agua además en todas las mediciones de los micro elementos se tuvo mayor concentración al inicio de la investigación. Delaide et al. (2016), reportaron concentraciones más altas para Fe, Mn, Cu y Zn, 3.47, 0.5, 0.09 y 0.14 mg/L respectivamente en una solución acuapónica, en comparación con el presente estudio, similar a lo desarrollado por Rakocy et al. (2004), registrando concentraciones de 2.5, 0.8, 0.05 y 0.44 mg/L para Fe, Mn, Cu y Zn correspondientemente.

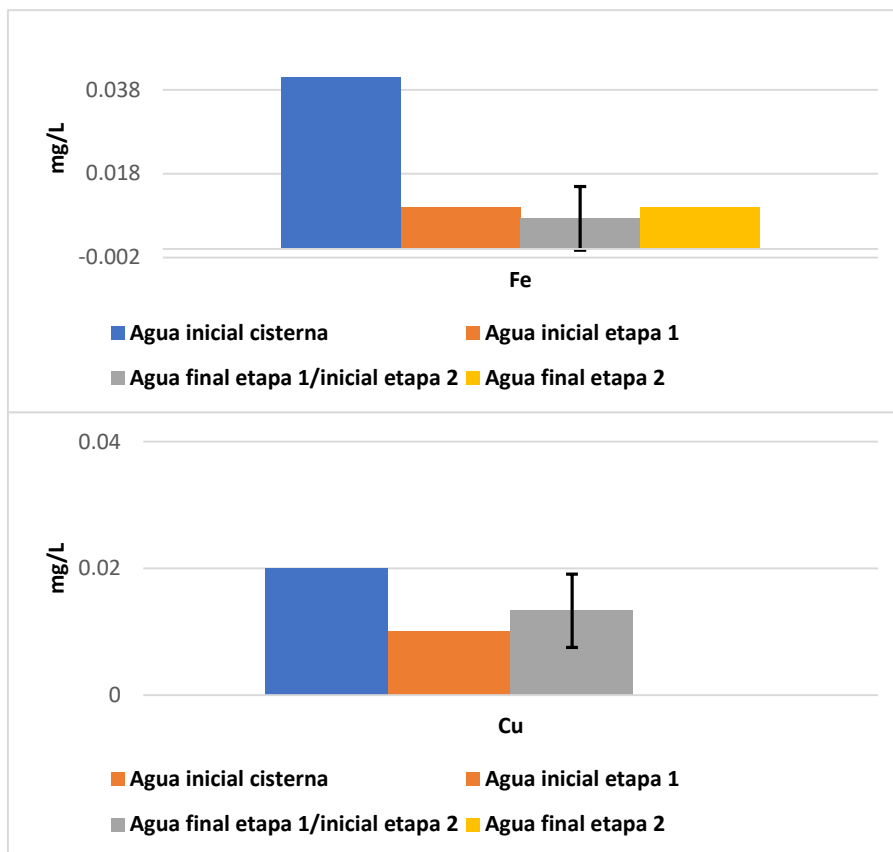


Figura 19: Concentraciones (mg/L) promedios de hierro y cobre en el sistema acuapónico

En el presente estudio la única fuente de micro elementos en el medio fue el ingreso de alimento para las tilapias. El hierro es un elemento esencial en el proceso respiratorio celular a través de su actividad de oxidación-reducción y transferencia de electrones; el cobre es un componente de muchas enzimas, los peces parecen ser más tolerantes al cobre en la dieta que al cobre disuelto en el agua; los peces acumulan zinc tanto del agua como de la dieta; sin embargo, el zinc de la dieta se absorbe de manera más eficiente que el zinc en agua; el manganeso funciona como un cofactor que activa complejos metal-enzima o como parte integral de ciertas metal-enzimas en el metabolismo de carbohidratos, lípidos y proteínas, aunque se ha demostrado la absorción de manganeso del agua, se absorbe más eficientemente en el alimento (NRC, 1993). En las figuras 19 y 20 se aprecian las concentraciones.

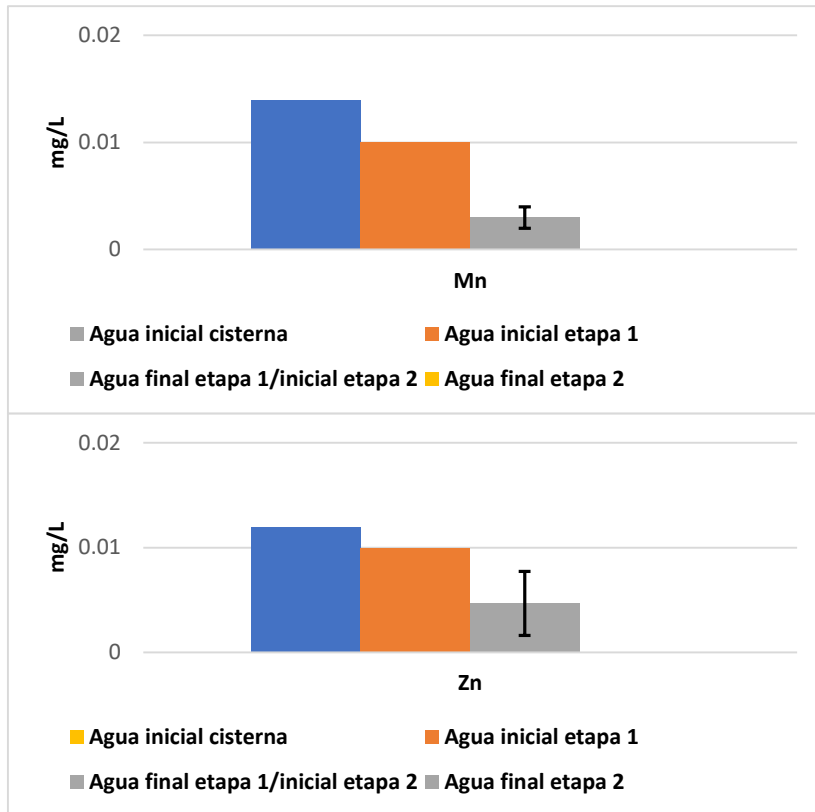


Figura 20: Concentración promedio de Manganeso y Zinc en el sistema acuapónico

Se obtuvo una concentración mayor de Boro (B) en la última medición de la etapa 2 (1.19 mg/L), siendo las concentraciones mayores a lo reportado por Delaide et al. (2016) y Rakocy et al. (2004), 0.47 y 0.19 mg/L respectivamente.

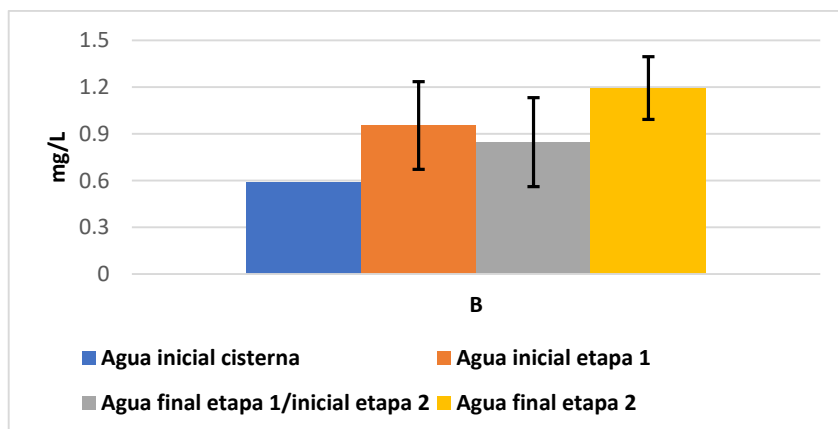


Figura 21: Concentraciones (mg/L) promedios de boro en el sistema acuapónico

Rakocy et al. (2006), para un sistema acuapónico, recomiendan proveer 60 – 100 gramos de alimento para peces / m² de área en un sistema de raíces flotantes para cultivo de lechugas por día, que fueron probados en el sistema acuapónico de la UVI, teniendo 214 m² como área total para el cultivo de lechugas y 29 m² para tilapia, dónde se tuvo densidades de 77 y 154 peces/m³, con un peso inicial de 79.2 y 58.8 gramos respectivamente, en este caso, se suministraron 29 gramos de alimento en promedio diario, con una densidad de 14 peces/m³, con un peso promedio de 70 gramos, lo cual explica la baja cantidad de nutrientes presentes en el agua, ya que el alimento para peces es el principal aportante de nutrientes para el sistema.

4.1.9. Fosfatos (PO₄⁻³)

El fósforo es un componente importante de los ácidos nucleicos y las membranas celulares, participa directamente en todas las reacciones celulares que producen energía. El papel del fósforo en el metabolismo de carbohidratos, lípidos y aminoácidos, así como en varios procesos metabólicos que involucran buffers en los fluidos corporales, también está bien establecido (NRC, 1993). Hay un incremento de fosfatos, representado por ortofosfatos (PO₄⁻³), a lo largo de la investigación, siendo la segunda etapa dónde se presentaron las concentraciones más altas, teniendo el mayor valor promedio registrado el día 27 de mayo, a la salida de las camas hidropónicas con 8.52 mg/L. Desde el día 13 de mayo, se puede observar que los valores promedios de PO₄⁻³, a la salida de las camas hidropónicas son mayores a los registrados a la salida de los biofiltros, dónde la absorción por parte de las lechugas de ortofosfatos fueron casi nula, cabe mencionar, que la última semana hubo un descenso en la concentración de PO₄⁻³, la Tabla 10, indica los valores de PO₄⁻³ durante la investigación.

Tabla 10: Concentraciones (mg/L) promedios de PO₄⁻³ a la salida de los biofiltros y camas hidropónicas

Fecha	SB (mg/L)	SCH (mg/L)
8 de abril	0.72 ± 0.22	-
15 de abril	0.72 ± 0.28	-
22 de abril	1.44 ± 0.24	-
29 de abril	5.85 ± 2.87	-
6 de mayo	2.79 ± 1.30	2.77 ± 1.12
13 de mayo	2.40 ± 0.58	2.43 ± 0.49
20 de mayo	3.01 ± 1.47	3.60 ± 1.75
27 de mayo	6.57 ± 4.27	8.52 ± 2.82
3 de junio	5.83 ± 2.22	6.83 ± 0.82

SB: Salida biofiltro; SCH: Salida Cama Hidropónica
 -: No se analizó
 n=3

Los valores promedios más altos de esta investigación son mayores a lo reportado por Silva, (2012), de 3.35 a 4.16 mg/L, en un cultivo de tilapia y plantas de chile jalapeño (*Capsicum annuum L.*), durante 46 días, utilizando un alimento con 25% de proteína, mientras que está en el rango de lo obtenido por Rafie y Saad, (2005), que fue de 5.9 a 14.5 mg/L, durante tres semanas de cultivo, con grupos de peces con peso entre 20 a 180 gramos. El aumento en la concentración de PO₄⁻³, se debe principalmente al ingreso de alimento diario, que aumenta a medida que la biomasa de peces se incrementa, la fuente de fosfato en la dieta y la tasa de alimentación; los ortofosfatos medidos en el agua provienen de la descomposición de la materia orgánica que se encuentran en las heces de los peces, Yildiz et al. (2017), mencionan que los valores de pH superiores a 7 provocan la reducción de la solubilidad de micronutrientes y fósforo; un alto valor de pH en el agua hace que la disponibilidad de fosforo sea baja formándose especies insolubles como fosfato de calcio informaron Cerozi y Fitzsimmons, (2016), de forma similar Rakocy et al. (2010), en un sistema acuapónico el calcio y el fósforo, precipitan en el medio como fosfato cálcico (Ca₃(PO₄)₂), al no encontrarse disuelto, ya no son medidos en el análisis de ortofosfatos, es por ello el descenso de fosfatos en la última semana de la etapa 2. Seawright et al. (1998), mencionan que los cambios en las concentraciones de diferentes elementos en los sistemas integrados (acuapónicos) difieren debido a la disparidad entre las proporciones relativas de los elementos disponibles generados por los peces y los elementos absorbidos por las plantas. En este estudio se encontraron sólidos suspendidos no sedimentables en las camas hidropónicas, de acuerdo con, Schneider et al. (2004), entre el 30 y el 65% de fósforo

contenido en el alimento para peces no está disponible para las plantas, ya que se fija en las excreciones sólidas que luego se eliminan mediante filtración mecánica, esto explica la baja absorción de fosforo (ortofosfatos) por parte de las lechugas. A un nivel de confianza del 95 % se encontraron diferencias significativas de ortofosfatos en ambas etapas.

4.2. Caracterización del sistema acuapónico

4.2.1. Eficiencia del filtro mecánico

Hay dos niveles de sólidos que deben eliminarse del sistema de recirculación de acuicultura (RAS), uno son los sólidos sedimentables que dependen más de la gravedad que de la fuerza centrífuga, mientras que el segundo tipo son los sólidos en suspensión que dependen de la fuerza centrífuga (Khater et al., 2011). En el presente estudio sólo los sólidos sedimentables fueron medidos mediante el cono Imhoff debido al diseño del filtro mecánico considerado, los resultados por semana al ingreso y salida del filtro, así como su eficiencia en % son expresados en la Tabla 11.

Tabla 11: Registro de solidos sedimentables

Fecha	SS. Ent FM 60' ml/L	SS. Sal FM 60' ml/L	E% 60'
8 de abril	0.53	0.40	25.0
15 de abril	0.20	0.27	-33.3
22 de abril	0.20	0.20	0.0
29 de abril	0.20	0.23	-16.7
6 de mayo	0.20	0.20	0.0
13 de mayo	0.23	0.20	14.3
20 de mayo	0.27	0.17	37.5
27 de mayo	0.13	0.13	0.0
3 de junio	0.23	0.20	14.3

SS. Ent. F.M.: Solidos sedimentables entrada Filtro mecánico

SS. Sal. F.M.: Solidos sedimentables salida Filtro mecánico

n= 3

60': 60 minutos de sedimentación

Los sólidos no sedimentables suelen tener un diámetro de 1 a 100 μm , mientras que los sólidos sedimentables son superiores a 100 μm ; en los sistemas de recirculación, los sólidos

en suspensión se caracterizan por un alto contenido orgánico, baja densidad y un amplio espectro de tamaños. De estos sólidos, las partículas finas de menos de 30 μm necesitan especial atención debido a su potencial toxicidad para los peces (Chen y Malone, 1991). La eficiencia del filtro mecánico elaborado para el sistema acuapónico, nos muestra una variación durante las semanas para las dos etapas, siendo el día 20 de mayo (tercera semana de la etapa 2) donde se registró la mayor eficiencia con 37.5%, mientras que el día 15 de abril (segunda semana de la etapa 1) se tuvo el menor valor con -33.3%. En la etapa dos se muestran mejores resultados (16.5% promedio) que en comparación a la etapa uno.

La eficiencia negativa registrada en algunas semanas (semana 2 y 4 de la primera etapa) se debió a un defecto en el diseño donde no se contempló la turbulencia del flujo siendo la causa de la acumulación de sólidos donde no había una tasa de flujo suficientemente alta para evitar que la materia orgánica se sedimentara como lo indica Martínez Castañeda, (1993). Se tuvo presencia de sólidos en otros componentes del sistema pudiéndose haberse presentado momentos de mayor consumo de oxígeno, incremento de amonio y CO_2 en el periodo experimental. Se observaron sólidos sedimentables en las camas hidropónicas, pero no se cuantificaron.

4.2.2. Eficiencia del filtro biológico

La cantidad y calidad de los sustratos utilizados en los filtros biológicos afecta la eficiencia de remoción de compuestos nitrogenados (NAT , N-NO_3^- , N-NO_2^-), los materiales utilizados como sustratos en este estudio fueron opciones económicas para el productor. La producción de NAT estimado promedio fue de 4.55 g NAT/día, en la Tabla 12 se muestran los resultados obtenidos de los parámetros de eficiencia de los biofiltros para toda la etapa experimental.

Tabla 12: Índices de eficiencia de filtro biológico

Fecha	EB (mg/L)	SB (mg/L)	NR (%)	VTR (g.m ⁻³ .dia ⁻¹)	AAR (g.m ⁻² .dia ⁻¹)
3 de abril	0.087	0.08	8.05	0.46	0.0006
5 de abril	0.21	0.163	22.4	3.08	0.004
10 de abril	0.537	0.567	-5.59	-1.96	-0.0025
12 de abril	0.673	0.72	-6.98	-3.08	-0.004
14 de abril	0.373	0.32	14.2	3.47	0.0045
19 de abril	0.23	0.13	43.5	6.55	0.0084
21 de abril	0.317	0.187	41	8.51	0.0109
24 de abril	0.247	0.16	35.2	5.69	0.0073
26 de abril	0.173	0.13	24.9	2.81	0.0036
1 de mayo	0.167	0.127	23.9	2.62	0.0034
3 de mayo	0.2	0.157	21.5	2.81	0.0036
5 de mayo	0.107	0.127	-18.7	-1.31	-0.0017
8 de mayo	0.13	0.1	23.1	1.96	0.0025
12 de mayo	0.153	0.11	28.1	2.81	0.0036
15 de mayo	0.16	0.113	29.4	3.08	0.004
17 de mayo	0.313	0.187	40.3	8.25	0.0106
19 de mayo	0.237	0.137	42.2	6.55	0.0084
24 de mayo	0.247	0.133	46.2	7.46	0.0096
26 de mayo	0.143	0.117	18.2	1.7	0.0022
29 de mayo	0.127	0.097	23.6	1.96	0.0025
31 de mayo	0.19	0.143	24.7	3.08	0.004
5 de junio	0.21	0.143	31.9	4.39	0.0056
		Promedio	23.2	3.22	0.0041

EB: Entrada Biofiltro; SB: Salida Biofiltro; NR(%): Remoción de nitrógeno amoniacal;

VTR: Tasa Volumétrica de remoción de amonio; AAR: Tasa de remoción de amonio por área.

n=3

a) Remoción de nitrógeno amoniacal total (NR%)

La tasa de remoción de amonio (NR%), con un valor promedio en la etapa 1 de 20.2%, con valores en un rango de - 5.59 a 43.5 %, mientras que en la segunda etapa fue de 26.3% en un rango de -18.7 a 46.2 % El promedio durante la investigación fue de 23.2%.

La tasa de remoción de nitrógeno amoniacal total está directamente relacionada con la maduración del biofiltro, es por ello, que a inicio de cada etapa se tienen valores bajos de NR, incluso hasta negativos (dónde la producción de NAT es mayor a la remoción), sin embargo, como se mencionó, la concentración de NAT se mantuvo en niveles seguros para el crecimiento y la supervivencia de los peces. Al-Hafedh et al. (2003), teniendo una producción de NAT estimado de 36 g NAT/día y una densidad de 20 kg/m³, cambiando el 5% del agua diario en los tanques de cultivos de tilapias, utilizando diferentes sustratos de plástico como medio para biofiltro, reportaron una tasa de remoción de (NR%) 25.5, valor cercano al del biofiltro del presente estudio. Lekang y Kleppe, (2000), obtuvieron un NR% promedio de 60%, utilizando dos tipos de anillos de plásticos y también una alfombra enrollada de césped artificial como tres medios plásticos filtrantes diferentes, en aguas con 1.5 mg de NAT/L, con un caudal de 0.5 - 1 L/min y una temperatura de 15°C.

b) Tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total (VTR)

La tasa de conversión volumétrica de nitrógeno amoniacal total (VTR), con un valor promedio en la etapa 1 de 2.81 g.m⁻³.dia⁻¹, con valores en un rango de - 3.08 a 8.51 g.m⁻³.dia⁻¹, mientras que en la segunda etapa fue de 3.63 g.m⁻³.dia⁻¹ en un rango de - 1.31 a 8.25 g.m⁻³.dia⁻¹. El promedio durante la investigación fue de 3.22 g.m⁻³.dia⁻¹.

Comparando el resultado del presente estudio, con el de Ridha y Cruz, (2001), en dónde tuvieron una densidad de 10.3 kg.m⁻³ y un cambio entre 10 - 15% del agua del sistema diaria, utilizando bloques de polietileno muy parecido a los tubos de plásticos como medio filtrante, el VTR (8.9 g.m⁻³.dia⁻¹) fue menor; del mismo modo con respecto a Al-Hafedh et al. (2003), (3.46 g.m⁻³.dia⁻¹), utilizando rollos de plásticos. Dicky et al. (2011), utilizaron un caudal de 24 L/min, con una densidad de 5 kg/m³ y teniendo como medio filtrante anillos de plástico, obtuvieron también un mayor VTR (32.1 g.m⁻³.dia⁻¹).

c) Tasa de remoción de amonio por área (AAR)

La tasa de remoción de amonio por área (AAR), con un valor promedio en la primera etapa de 0.0036 g.m⁻².dia⁻¹, con valores en un rango de - 0.004 a 0.0109 g.m⁻².dia⁻¹, mientras que en la segunda etapa fue de 0.0047 g.m⁻².dia⁻¹ en un rango de -0.0019 a

0.0106 g.m⁻².dia⁻¹. El promedio durante la investigación fue de 0.0041 g.m⁻².dia⁻¹. Cabe mencionar que los valores máximos y mínimos se encontraron en la primera etapa de la investigación coincidiendo los mismos días con la VTR. Los bajos valores de AAR, se deben, al caudal que ingresó a los biofiltros siendo insuficiente el caudal suministrado, así como a la superficie específica que tuvieron las bacterias nitrificantes para su fijación, sin embargo, para la densidad de carga con la que se manejó durante la investigación, no hubo problemas de NAT, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻.

En lo registrado por Dicky et al. (2011), con un material utilizado como medio filtrante tiene una superficie específica similar (500 m²/m³, en comparación al de esta investigación 778 m²/m³), obtuvieron una AAR mayor (0.0641 g.m⁻².dia⁻¹) a la registrada en el presente estudio. Al-Hafedh et al. (2003), tuvieron una mayor AAR (0.043 g.m⁻².dia⁻¹), teniendo el material filtrante menor superficie específica (278 m²/m³) al utilizado en esta investigación.

d) Evaluación de eficiencia del biofiltro durante 24 horas

La remoción de NAT durante 24 horas, con valores en un rango de 33.9 a 39.5 %, y valor promedio de 36.9%, durante las 20:00 y 04:00 horas ocurre la mayor remoción de amonio promedio. En la Tabla 13 se puede apreciar los índices de eficiencia para el biofiltro.

Tabla 13: Variación promedio de NAT (mg/L) durante 24 horas e índices de eficiencia

Hora	EB	SB	NR (%)	VTR (g.m ⁻³ .dia ⁻¹)	AAR (g.m ⁻² .dia ⁻¹)
12:00 (1)	0.21	0.14	35.1	4.80	0.006
20:00 (2)	0.43	0.26	39.2	11	0.014
04:00 (3)	0.35	0.21	39.5	9.13	0.012
12:00 (4)	0.29	0.19	33.9	6.40	0.008

EB: Entrada Biofiltro; SB: Salida Biofiltro; SCH: Salida de Cama Hidropónica; NR(%): Remoción de nitrógeno amoniacal; VTR: Tasa Volumétrica de remoción de amonio; AAR: Tasa de remoción de amonio por área. n=3

Las concentraciones promedio de NAT aumentan desde las 12:00 hasta las 20:00 horas (0.21 - 0.43 mg/L), para luego reducirse desde las 20:00 hasta las 12:00 horas (0.43 – 0.29 mg/L) del día siguiente. Como era de esperarse los valores más altos en promedio le corresponde a la medición de la entrada del biofiltro y los valores más bajos en promedio le corresponde a la medición hecha a la salida de los filtros biológicos, las concentraciones promedio están por debajo de 1 mg/L, de acuerdo a lo propuesto por Wheaton et al. (1994) y Losordo et al. (1992), como valor crítico para cultivo de peces. Se puede visualizar en la Figura 22 las variaciones de las concentraciones de NAT durante 24 horas.

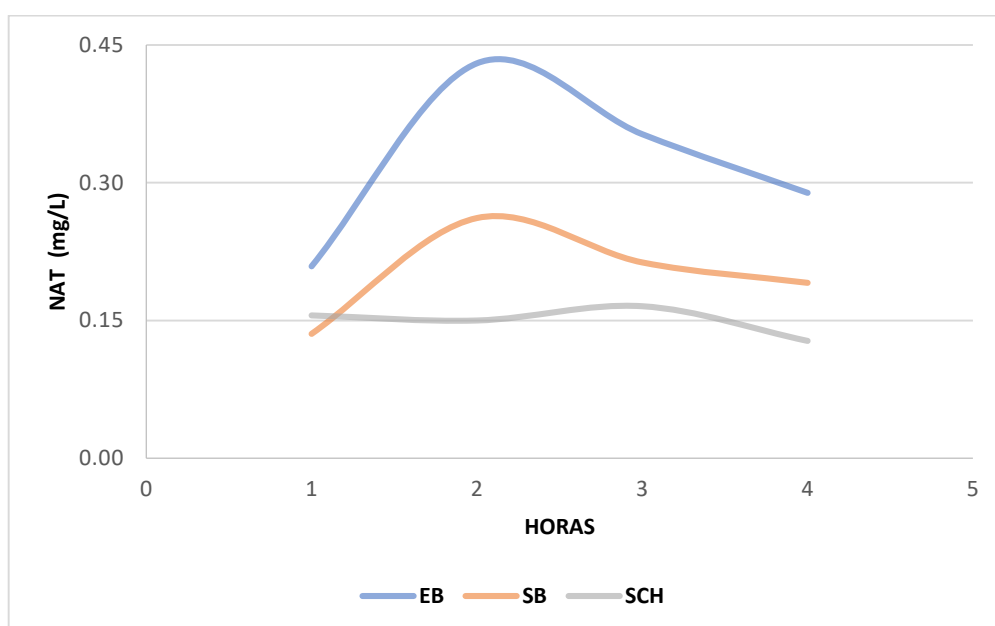


Figura 22: Concentraciones (mg/L) promedios de NAT durante 24 horas en el sistema acuapónico

Durante las dos primeras mediciones, se suministró alimento al sistema hasta las 15:00 horas, lo que explica el alza en la concentración de NAT, debido a la metabolización del alimento por parte de las tilapias, dando un pico máximo a las 20:00 horas de producción de NAT. Díaz et al. (2012), en un RAS cultivando lubina y dorada, alcanzaron su nivel máximo de NAT 8 horas después de la alimentación (>3 mg/L), donde se confirma que la remoción de NAT es directamente proporcional al incremento en su concentración, influenciado por la alimentación, en dicho estudio se ingresó agua al sistema durante la evaluación de las 24 horas.

4.3. Evaluación del crecimiento y producción de peces y lechugas

4.3.1. Peces

Los valores promedio de algunos parámetros en la producción de tilapia, durante la investigación se aprecian en la Tabla 14.

Tabla 14: Parámetros productivos de tilapia

Producción de peces	Etapa 1	Etapa 2
Biomasa inicial (kg/m ³)	3	3
Peso inicial promedio (g)	71.4 ± 4.86	71.5 ± 4.25
Peso final promedio (g)	113 ± 9.14	111 ± 8.28
Biomasa final promedio (kg/m ³)	4.73 ± 0.03	4.65 ± 0.03
Sobrevivencia (%)	100%	100%
Tasa de crecimiento específica (SGR)	1.52 ± 0.1	1.45 ± 0.14
Total de alimento entregado (kg)	0.89	0.88
Factor de conversión alimenticia (FCA)	1.54 ± 0.25	1.6 ± 0.16

En la primera etapa, se tiene un factor de conversión alimenticia numéricamente menor (1.54) con lo cual se obtuvo también una mayor biomasa (4.73 kg). En ambas etapas se tuvo el 100% de sobrevivencia. A pesar de que en la primera etapa se tiene menores valores en promedio de oxígeno disuelto y mayor concentración promedio de NAT, se tuvo mejor crecimiento, esto se debe a que, en la etapa inicial, la temperatura promedio del agua fue mayor a 3°C en promedio, el rango de temperatura óptimo para el crecimiento de tilapia es entre 25 y 30 °C según El-Sayed, (2006), por lo que las temperaturas de la primera etapa están más próximas al óptimo que las de la segunda, la cual fue un factor determinante para un mejor crecimiento, siendo la absorción de nutrientes por parte de los peces mejor. A partir, de la segunda biometría hasta la última por cada etapa, estadísticamente se encontraron diferencias significativas entre ambos tratamientos a un nivel de confianza de 95%.

En un estudio acuapónico de 6 semanas cultivándose tilapia y grass, con una densidad de 20 tilapias/acuario y un peso promedio de 25 gramos cada una, a una tasa de alimentación del 4% y un alimento con 40% de proteína en su composición, Effendi et al. (2015), señalaron que, de los 3 tratamientos, dos de ellos registraron una FCA mayor a los presentados en esta

investigación, 1.9 y 2, no obstante, el tratamiento de cultivo de tilapia y con mayor densidad de cultivo de grass tuvo un FCA igual al obtenido en el presente estudio de 1.6. Effendi et al. (2016), realizaron un estudio análogo, en este caso, un sistema acuapónico de tilapia y lechuga, usando la misma densidad y peso promedio en las tilapias, alimentándolos 35 días, a una tasa de alimentación de 3% y 40% de proteína en el pellet, con relación al FCA registraron valores de 1.7, 2.02 y 1.6, siendo este último valor igual al registrado en este estudio en la segunda etapa (tilapias más lechugas). De acuerdo con DeLong et al. (2009), generalmente el FCA para tilapia del Nilo está en un rango de 1.4 a 1.8, condicionado a la temperatura del agua ya que influye en el metabolismo acelerándolo y repercutiendo en la mejor eficiencia del alimento. En esta investigación se tuvo un FCA acorde al peso y etapa de los peces, lo mismo, sucede con el incremento de biomasa en ambas etapas del experimento, la inclusión de lechugas en la segunda etapa no es un factor determinante en el crecimiento de los peces con las condiciones dadas en la investigación.

4.3.2. Lechugas

Las lechugas se cultivaron por un tiempo de 30 días correspondiente a la etapa 2 de la investigación, las variedades que mostraron mayor y menor peso promedio fueron Crocantela y Rosabella respectivamente, en cuanto a longitud de raíz en promedio las 4 variedades tuvieron resultados similares, siendo Crocantela la de mayor longitud de raíz; mientras que Luana tuvo el mayor número de hojas en promedio al final de la investigación, en el Anexo 5 se puede apreciar el cultivo de lechuga en la semana 3. En la Tabla 15 se puede apreciar los índices de crecimiento de la lechuga cultivada en sus cuatro variedades.

Tabla 15: Índices de crecimiento en las cuatro variedades de lechugas cultivadas

VARIEDAD	INICIO			FINAL		
	Wg	Long. Raíz	# Hojas	Wg	Long. Raíz	# Hojas
CROCANTELA	6.3 ± 0.9	11.6 ± 2.2	5.1 ± 0.8	73.6 ± 32.7	38.1 ± 10	16.5 ± 2.8
ROSABELLA	5.9 ± 1.5	11.8 ± 2.3	5.2 ± 0.9	44.5 ± 19	37.3 ± 10.2	16.6 ± 2.8
BRUNELA	5.1 ± 1.1	12.5 ± 2.3	5.3 ± 0.9	51.8 ± 23.3	36.9 ± 10	18.0 ± 3.5
LUANA	6.9 ± 1.3	12.9 ± 2.2	5.2 ± 0.9	71.3 ± 15.7	36.9 ± 8.6	18.9 ± 4

Wg: Peso en gramos; Long. Raíz: Longitud de raíz; # Hojas: Número de hojas

Con respecto a la proporción peces/planta, esta fue de 0.7:1, con una producción promedio de 0.86 kg/m² de lechugas al final de la etapa, la relación alimento/planta fue menguada debido a la baja biomasa soportada por el sistema. Se logró obtener 20 lechugas por cama hidropónica, sin complicación alguna, en un mes de cultivo desde plántula hasta cosecha.

En el estudio realizado por Effendi et al. (2016), utilizando alimento con 40% de proteína y una tasa de alimentación al 3%, consumiendo en promedio entre el inicio y final del estudio 12.4 – 29.1 gramos de alimento por día, alcanzando biomásas en el cultivo de tilapia de 915, 896 y 801 gramos en promedio, al final de 35 días de experimento, la longitud de raíces de la lechuga fue de 14.5 – 15.5 cm., siendo menor a lo registrado en esta investigación; el número de hojas fue similar con 16 hojas en promedio, mientras que tuvieron un peso promedio de 61.9 y 57.7, similares a este estudio. Seawright et al. (1998), en un estudio de 2 meses, con biomasa de tilapia de 151, 377, 902 y 1804 gramos/sistema, con una tasa de alimentación de 5%, y 41.6% de proteína en el alimento, obtuvieron un mayor rendimiento de lechuga que fue en promedio 3.43 kg de lechuga /m².

V. CONCLUSIONES

1. La evaluación de macro y micro elementos en los efluentes del cultivo de tilapia bajo las condiciones del presente trabajo mostraron que las concentraciones de calcio, manganeso y zinc fueron menores a las requeridas para el cultivo de lechuga.
2. El filtro mecánico diseñado para el sistema cumplió con su finalidad de reducir principalmente sólidos suspendidos.
3. El biofiltro mantuvo niveles bajos de NAT, nitritos y nitratos para una óptima crianza de tilapia.
4. Los valores de pH del agua se mantuvieron en niveles aceptables para cultivo de tilapia y para las bacterias nitrificantes, sin embargo, no fue el óptimo para la absorción de nutrientes por las plantas.
5. Los valores de alcalinidad en el agua estuvieron en niveles aceptables para cultivo de tilapia y lechugas, sin embargo, en la etapa dos se observa una tendencia al descenso en las concentraciones.
6. Los biofiltros presentaron una mayor remoción de NAT promedio (26.3 – 20.2%), una mayor tasa de conversión volumétrica de NAT promedio ($3.63 - 2.81 \text{ g.m}^{-3}.\text{día}^{-1}$) y una mayor tasa de remoción de amonio por área promedio ($0.0047 - 0.0036 \text{ g.m}^{-2}.\text{día}^{-1}$), en la segunda etapa con respecto a la primera. La mayor remoción de NAT en los biofiltros se produjo entre las 20:00 horas (39.2%) y las 04:00 horas (39.5%).
7. La adición de un módulo de cultivo hidropónico de lechuga (*L. sativa*) en el Sistema de Recirculación Acuícola, contribuyó a una absorción de compuestos nitrogenados especialmente de NAT, micro y macro elementos.

VI. RECOMENDACIONES

1. Se recomienda realizar pruebas en tejido de peces y plantas para cuantificar el aprovechamiento de los elementos liberados en el agua, así como, evaluar la proteína digestible del alimento.
2. En cuanto a los elementos limitantes para cultivo de lechuga, se pueden agregar al medio siempre y cuando los niveles sean permisibles para cultivo de tilapia.
3. Trabajar con mayores densidades en el cultivo de peces, para determinar la máxima carga que pueda soportar el sistema diseñado y a su vez comparar el rendimiento por parte de las plantas si se aumenta la densidad.
4. Se debería ingresar carbonatos o bicarbonatos al agua para aumentar la alcalinidad y la estabilidad del pH en el agua, mientras que para el cultivo de plantas se debería bajar las concentraciones de pH, por lo que se sugiere que el sistema se desacople.
5. Realizar futuras investigaciones, con diferentes tipos de relación peces/planta, para aumentar la bibliografía disponible, ya que no hay una proporcionalidad aún entre la cantidad de peces o alimento ingresado y la cantidad de plantas que se pueden producir, así como las dimensiones o las cargas de bacterias nitrificantes en los biofiltros.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Abd-Elmoniem, E.M., Abou-Hadid, A.F., El-Shinawy, M.Z., El-Beltagy, A.S. & Elissa, A.M. (1996). Effect of nitrogen form on lettuce plant grown in hydroponic systems. *Acta Hortic.*, 434, 47-52.
- Alatorre, O. (2007). Calidad del agua y Principios de diseño en los Sistemas de Recirculación Acuícola (RAS). (Tesina Ing. en Invernaderos, Universidad Autónoma de Querétaro). Santiago de Querétaro, Mexico. 79 p. Recuperado de <http://ri.uaq.mx/bitstream/123456789/2163/1/RI001665.pdf>, 79.
- Al-Hafedh, Y., Alam, A., Afaque, M. (2003). Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquacultural Engineering*, 29, 139-154.
- Al-Hafedh, Y., Alam, A., Beltagi, M. S. (2008). Food production and water conservation in a recirculating aquaculture system in Saudi Arabia at different ratios of fish feed to plants. *World Aquaculture Society*, 39, 510-520.
- Ananda, D., Ahudentya, W. (2000). Effect of different hydroponic systems and media on growth of lettuce (*Lactuca Sativa*) under protected culture. *Science Food Agricultural*, 59, 140-150.
- Anderson, T.S., Martini, M.R., de Villiers, D., Timmons, M. (2017). Growth and Tissue Elemental Composition Response of Butterhead Lettuce (*Lactuca sativa*, cv. Flandria) to Hydroponic Conditions at Different pH and Alkalinity. *Horticulturae*, 3(3), 41.
- Andrade, L.S., Andrade, R.L., Becker, A.G., Rossato, L.V., Rocha, J.F.; Baldisserotto, B. (2007). Interaction of water alkalinity and stocking density on survival and growth of Silver catfish, *Rhamdia quelen*, juveniles. *World Aquaculture Society*, 38(3), 454-458.
- Amacifen, C.H., Guevara, Ch. R. (2017). Incidencia de la crianza de “Tilapia” *Oreochromis niloticus* en la calidad del Agua y su impacto ambiental, en el Distrito de Moyobamba - 2015. (Tesis de pre grado, Universidad Nacional de Tarapoto). San Martin.

- Ascencio, Q.S., Del Valle, C.G., Velásquez, A.G. (2019). Evaluación de un modelo de Acuaponía en la producción de biomasa de tilapia (*Oreochromis niloticus*) y lechuga (*Lactuca sativa*) en El Salvador. (Tesis de pre grado, Universidad de El Salvador).
- APHA-AWWA-WEF. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (21th Edition).
- Arredondo, J.L., Campos, R., Villareal, E., Rodríguez, A., Sánchez, P., Ingle, G., Ibáñez, A. L. (1996). Descripción, operación y resultados de un sistema de recirculación cerrado para acuicultura. *Contactos*, 18, 33-38.
- Arredondo, J.L., Ponce, J.T. (1998). Calidad del Agua en Acuicultura. Conceptos y Aplicaciones. AGT Editor. S. A.
- Aubin, J. (2006). Characterization of environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) recirculating production system using life cycle assessment. *Aquaculture* 261, 1259-1268.
- Bergheim, A., Sivertsen A. (1981). Oxygen consuming properties of effluent. *Aquaculture*, 22, 185–187.
- Boyd, C.E. (2004). Farm-level issues in aquaculture certification: Tilapia. *WWF* 1-29.
- Brechner, M., Both, A.J. (2013). Hydroponic Lettuce Handbook. Cornell University Controlled Environment Agriculture Program.
- Carruthers, J. (2015). Small-scale aquaponic food production. *Practical Hydroponics and Greenhouses*, 42.
- Castro, R.S., Azevedo, C.M., Bezerra-Neto, F. (2006). Increasing cherry tomato yield using fish effluent as irrigation water in Northeast Brazil. *Scientia Hort.*, 110, 44-50.
- Cebada-Merino, M., Herrera-Corredor, J.A., Andrés-Meza, P., Leyva-Ovalle, O.R. (2016). Sistema eficiente para producción de lechuga (*Lactuca sativa* L.). *Agro Productividad*, 9(6), 56.
- Cerozi, S.D., Fitzsimmons, K. (2016). The effect of pH on phosphorus availability and speciation in an aquaponics nutrient solution. *Bioresour Technol.*, 219, 778–781.
- Chen, S., Malone, R. (1991). Suspended solids control in recirculating aquacultural systems. *Engineering Aspects of Intensive Aquaculture*, 170–186. In Proceedings from the Aquaculture Symposium, Cornell University, Ithaca, New York.
- Clarkson, R., Lane, D. (1997). Use of a small scale nutrient film technique to reduce mineral accumulation in aquarium water and comparisons to hydroponic production at varied intensities. *Aquaculture and Fisheries Management* 22, 37-45.
- Copper, A.J. (1979). The ABC of NFT. Gower Books.

- Cripps, S.J; Bergheim, A. (2000). Solids management and removal for intensive land – based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering Elsevier*, 22(2000), 33-56.
- Delaide, B., Goddek, S., Gott, J., Soyeurt, H., Jikakli, M.H. (2016). Lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *Sucrine*) Growth Performance in Complemented Aquaponic Solution Outperforms Hydroponics. *Water*, 8(10), 467.
- Díaz, V., Ibañez, R., Gómez, P., Urtiaga, A.M., Ortiz, I. (2012). Kinetics of nitrogen compounds in a commercial marine Recirculating Aquaculture System. *Aquacultural Engineering*, 50.
- Dicky, H., Sung-Yong, O., Jae-Yoon, J. (2011). Comparison of the nitrification efficiencies of three biofilter media in a freshwater system. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 14(4), 363-369.
- Diver, S. (2000). Aquaponics-Integration of Hydroponic with Aquaculture. Horticulture Systems Guide. National Center for Appropriate Technology.
- Doughty, C.R., McPhail, C.D. (1995). Monitoring the environmental impacts and consent compliance of freshwater fish farms. *Aquaculture Research*. 26, 557–565.
- Durborow, R.M., Crosby D.M., Brunson M.W. (1997). Nitrite in fish ponds. Southern Regional Aquaculture Center. Publication No. 462. USA.
- Ebeling J.M., Timmons M.B., Bisogni J.J. (2006). Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic autotrophic and heterotrophic removal of ammonia nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture*, 257, 346-358.
- Effendi, H., Delis, C.P., Krisanti, M., Hariyadi, S. (2015). The Performance of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides*) concurrently cultivated in aquaponic system. *Advances in Environmental Biology*, 9(24), 382-388.
- Effendi, H.; Wahyuningsih, S.; Wardiatno, Y. (2016). The use of nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) cultivation wastewater for the production of romaine lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *longifolia*) in water recirculation system. *Appl Water Sci* 7, 3055–3063
- El-Sayed, A.M. (2003) Effects of fermentation methods on the nutritive value of water hyacinth for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.) fingerlings. *Aquaculture*, 218, 471–478.
- El-Sayed, A.M. (2003). Protein Nutrition of Farmed Tilapia: Searching for Unconventional Sources. Faculty of Science University of Alexandria, Alexandria, 364-378.
- El-Sayed, A.M. (2006). Tilapia culture. Edited by CABI Publishing, Cambridge.

- FAO. (2018). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Furtado, P.S., Poersch, L.H., Wasielesky, W. (2011). Effect of calcium hydroxide, carbonate and sodium bicarbonate on water quality and zootechnical performance of shrimp *Litopenaeus vannamei* reared in bioflocs technology (BFT) systems. *Aquaculture*, 321(1), 130-135.
- García, G.G., Trujano, M.C., Trasviña, A.G. (2005). Descripción del manejo y evaluación de la calidad del agua en la granja de tilapia “El Salmoral”. En: XII Congreso Nacional en Ciencia y Tecnología del Mar.
- Goites, E. (2008). Manual de cultivos para la Huerta Orgánica Familiar. Buenos Aires: Instituto Nacional de tecnología Agropecuaria- INTA. Huerta Orgánica. Ed. Lit II, 634, 136.
- Goto, E., Both, A.J., Albright, L.D., Langhans, R.W., Leed, A.R. (1996). Effect of dissolved oxygen concentration on lettuce growth in floating hydroponics. *Acta Horti*, 440, 205-210. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1996.440.36>
- Gross, A., Boyd, C., Wood, C.W. (2000). Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. *Aquaculture Engineering*, 24, 1-14.
- Guerrero, E., Revelo, J., Benavides, O., Chaves, G., Moncayo, C. (2014). Evaluación de sustratos en un cultivo de lechuga bajo un sistema hidropónico en el municipio de pasto. *Ciencias Agrícolas*, 31(1), 3-16.
- Gutierrez, T.J. (2011). Producción Hidropónica de Lechuga con y sin recirculación de solución nutritiva. Tesis para Maestro en Ciencias en Horticultura. Universidad Autónoma de Chapingo. Instituto de Horticultura.
- Hoagland, D.R. (1919). The water-culture method for growing plants without soil. Circ. Berkley, Ca. Agricultural Experiment Station, University of Calif, 347.
- Khater, E., Ali, S., Bahnasawy, A., Awad, M. (2011). Solids removal in a recirculating aquaculture system. *Biological Engineering*, 28(4), 1178–1196.
- Kir, M. (2009). Nitrification performance of a submerged biofilter in a laboratory scale size of the recirculating shrimp system. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 9(2), 209-214.
- Kubitza, F. (2000). Tilapias: Parte I. Panorama da Aquicultura, 10(59).
- Lekang, O., Kleppe, H. (2000). Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering*, 21, 181-199.

- Lightfoot, R.J., Moral, A., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Paredes, C. (1993). Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *BioResources Technology*, 97, 123-130.
- Lightfoot, R., Pullin, S.D. (1994). Use of a small-scale nutrient-film hydroponic technique to reduce mineral accumulation in aquarium water. *Aquaculture and Fisheries Management*, 22, 37-45.
- Lightfoot, R., Pullin, S.D. (1995). Oxygen consuming properties of effluent. *Aquaculture*, 22, 185–187.
- Losordo, T.M., Masser, M.P., Rakocy J.E. (1992). Recirculating Aquaculture Tank Production Systems. An overview of component options. Southern Regional Aquaculture Center, Publication No. 453. USA.
- Luchini, L., Panné, S. (2008). Perspectivas en Acuicultura: Nivel Mundial, Regional y Local. Dirección de Acuicultura – Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
- Malone, R.F., Pfeiffer, T.J. (2006). Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural engineering*, 34(3), 389-402.
- Monte, H.M., Marecos, M., Andreas, N.A., Takashi, A. (1996). Necessity and basis for establishment of European guidelines for reclaimed wastewater in the Mediterranean region. *Water Science Technology*, 33, 303-316.
- Martínez Castañeda, M.A. (1993). Hidráulica aplicada a proyectos de riego. Murcia: Universidad, Secretaría de Publicaciones, 28-30.
- Martins, C., Ochola, D., Ende, S., Eding, E., Verreth, J. (2010). Is growth retardation present in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* cultured in low water exchange recirculating aquaculture systems. *Aquaculture*, 298, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.09.030>
- McMurtry, M.R., Sanders, D.C., Cure, J.D., Hodson, R.G., Haning, B.C., Amand, P.C. (1997). Efficiency of water use of an integrated fish/vegetable co-culture system. *World Aquaculture Society*, 28, 420-428.
- Mendiola, M. (2015). Evaluación de la capacidad de remoción de compuestos nitrogenados y fosfatos utilizando diferentes sustratos en los filtros biológicos de sistemas acuapónicos. (Tesis Licenciatura). Irapuato. México. 93.
- Metcalf and Eddy Inc. (1991). Wastewater Engineering, Treatment/Disposal/Reuse (3rd ed.). McGraw Hill.
- Meyer, D.E. (1999). La calidad del agua. Manual de Introducción a la Acuicultura.

- Meyer, D.E. y Mejía, S. (1993). Utilización de cuatro fuentes de nutrientes en el cultivo de la tilapia (*Oreochromis niloticus*). Actas del Simposio de Investigación Acuícola en Latinoamérica. Pradepesca Universidad Nacional De Heredia. Costa Rica.
- Molina, E. (2011). Fundamentos Técnicos y Aplicaciones de la Fertiirrigación. Centro de Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica, 65-88.
- Morales, A. (1991). La tilapia en México, biología cultivo y pesquería. AGT. Edit.
- Nair, A., Rakocy, J.E., Hargreaves, J.A. (1985). Water quality characteristics of a closed recirculating system for tilapia culture and tomato hydroponics. Proc. Second International Conference. on Warm Water Aquaculture – Finfish 223-254.
- National Research Council, NRC. (1993). Nutrient requirements of warm water fishes and shellfishes. Washington, D.C., National Academy Press, 102.
- Nelson, R. (2008). Aquaponic Food Production. Nelson and Pade Inc., 88-106.
- Ng, W.K., Chong C.Y. (2004) An overview of lipid nutrition with emphasis on alternative lipid sources in tilapia feeds. Proceedings of the Sixth International Symposium on Tilapia in Aquaculture, 241-248.
- Oh, S.Y. (2001). Nitrogen loading rate of Nile Tilapia and nitrification rate of rotating biological contactor. Unpublished Ph.D. dissertation. Pukyong National University, Busan, KR.
- Parker, R. (2002). Aquaculture science (2a. ed.).
- Piedrahita, R.H. (2005). Biofiltración en acuicultura. En: Curso-Taller de Recirculación de Agua Aplicado al Cultivo de Moluscos. Universidad Católica del Norte. Coquimbo Chile, 150.
- Pincay, C., Sánchez, D. (2019). Sistema de cultivo acuapónico para la producción de tilapia (*O. sp.*) y lechuga (*L. sativa*). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López. Manabí. Ecuador.
- Pizarro, V., Jana, A., Ibacache, A., Contreras, S., Leris, G., Alfaro, E. (2019). Módulos Hidropónicos Sistema raíz flotante (SRF): producción de lechuga y berros bajo invernadero. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Boletín N° 85.
- Premuzic, Z., Palmucci, H.E., Nakama, M. (2007). Chlorination: Phytotoxicity and effects on the production and quality of *Lactuca sativa* var. Mantecosa grown in a closed, soil-less system. *Phyton*, 76, 103-107.
- Pullin, S.D. (1998). The importance of integration in sustainable agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 27, 25-35.

- Pullin, S.D., Prein, F. (1995). A systems approach for the promotion of integrated aquaculture. *Aquaculture Economics and Management*, 2, 1-12.
- Rafiee, G., Saad, C.R. (2005). Nutrient cycle and sludge production during different stages of red tilapia (*Oreochromis sp.*) growth in a recirculating aquaculture system. *Aquaculture*, 244, 109-118.
- Rakocy, J.E. (2002). An integrated fish and field crop system for arid areas. In: Ecological Aquaculture: Evolution of the Blue Revolution. Blackwell Science. Costs-Pierce, B.A. (Ed.), 263-285.
- Rakocy, J.E. (2005). Questions and Answers. *Aquaponics Journal*, 37, 8-10.
- Rakocy J.E., Hargreaves J.A. (1993). Integration of vegetable hydroponics with fish culture: a review. In: Wang, J.K. (ed.). Techniques for Modern Aquaculture, American Society of Agricultural Engineers, 112-136.
- Rakocy, J.E., Bailey, D.S., Shultz, R.C., Danaher, J.J. (2007). Preliminary evaluation of organic waste from two aquaculture systems as a source of inorganic nutrients for hydroponics. *Acta Horticulturae*, 742, 201-2013.
- Rakocy, J.E., Losordo, T., DeLong, D. (2007). Tank Culture of Tilapia. Southern Regional Aquaculture Center. SRAC Publication No. 282.
- Rakocy, J.E., Shultz, R.C., Bailey, D.S., Thoman, E.S. (1992). Update on tilapia and vegetable production in the UVI aquaponic system. Proc. 6th Intl. Symposium on Tilapia in Aquaculture, Manila Philippines, 12-16.
- Rakocy, J.E., Shultz, R.C., Bailey, D.S., Thoman, E.S. (2004). Aquaponic production of tilapia and basil: comparing batch and staggered cropping system. *Acta Horticulturae*. 648, 63-69.
- Rakocy, J. (2010). Aquaponics: Integrating Fish and Plant Culture. California, 1-78
- Resh, H.M. (1991). Hydroponic Food Production: A definitive Guidebook of Soilless Food Growing Methods. Woodbridge Press Publishing Company. (4th Edition). 462 pp.
- Ridha, M.T., Cruz E.M. (2001). Effect of biofilter media on water quality and biological performance of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. reared in a simple recirculating system. *Aquacultural Engineering* 24, 157–166
- Rojas, N.E., Rocha, O. (2004). Influência da alcalinidade da água sobre o crescimento de larvas de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758 Perciformes, Cichlidae). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 26(2), 163-167.
- Saavedra, M.A. (2006). Manejo del cultivo de tilapia. Coordinación de acuicultura, departamento de ciencias ambientales y agrarias, Managua, Nicaragua, 34- 45.

- Salazar, M., Sosa, E., Montoya, L., Gómez, A., Gómez, E., García, G., Carrillo, S. (2017). Mejoramiento de la dieta de tilapia (*Oreochromis niloticus rocky mountain* var. white) con aceite de soya, para aumentar calidad de la canal, en zonas rurales de México. F. Pérez, E. Figueroa, L. Godínez, J. Rocha (eds.) Ciencias de la Química y Agronomía. Handbook T-I.-©ECORFAN, Texcoco de Mora, México.
- Sánchez-Aldana, J. (2008). Caracterización del flujo de masa de un sistema cerrado, para el aprovechamiento de sus efluentes en hidroponía. (Tesis de Maestría en Ciencias con Orientación en Acuicultura, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada). Ensenada, Baja California.
- Savidov, N.A., Hutchings, E., Rakocy, J.E. (2007). Fish and plant production in a recirculating aquaponic system: a new approach to sustainable agriculture in Canada. *Acta Horticulturae*, 742, 209-222.
- Schippers, A.P. (1980). Composition changes in the nutrient during the growth of plants in recirculating nutrient culture. *Acta Horticulturae*, 98, 103-117.
- Schneider, O., Amirkolaie, A., Vera-Cartas, J., Eding, E., Schrama, J., Verreth, J. (2004). Digestibility, faeces recovery, and related carbon, nitrogen and phosphorus balances of five feed ingredients evaluated as fishmeal alternatives in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* L. *Aquaculture Research*, 32, 1370–1379.
- Scuderi, D., Giuffrida, F., Noto, G. (2009). Effects of nutrient solution EC on yield, quality and shelf-life on lettuce grown in floating system. *Acta Horticulturae*, 807, 221-226.
- Seawright, D.E., Stickney, R.R., Walker, R.B. (1998). Nutrient dynamics in integrated aquaculture–hydroponics systems. *Aquaculture*, 160, 215–237.
- Siddiqui, A.Q., Al-Harbi, A.H. (1999). Nutrient budgets in tanks with different stocking densities of hybrid tilapia. *Aquaculture*, 170, 245-252.
- Silva, C.A. (2012). Estudio para evaluar el balance de masas de nutrientes y la calidad de agua en un sistema experimental de acuaponía. (Tesis de Maestría). Sinaloa. México. 71 p.
- Stenstrom, M.K., Poduska, R.A. (1980). The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Water Research*, 14(6), 643-649. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90122-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90122-0).
- Summerfelt, S., Davidson, J.W., Waldrop, T.B., Tsukuda, S., Bebak -Williams, J. (2004). A partial-reuse system for coldwater aquaculture. *Aquaculture Engineering*, 157–181. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2013.02.048>.
- Taiz, L., Zeiger, E. (2010). *Plant Physiology*. (5th Edition), 782.

- Takeda, F., Adler, P., Glenn, D. (1993). Growing greenhouse strawberries with aquaculture effluent. *Acta Horticulturae*, 348, 264-267.
- Timmons, M.B., Ebeling, J.M. (2010). Recirculating aquaculture. Northeastern Regional Aquaculture Center. E.U.A. 489.
- Timmons, M.B., Ebeling, J.M., Wheaton, F.W., Summerfelt, S.T., Vinci, B.J. (2002). Recirculating aquaculture systems. Northeastern Regional Aquaculture Center. E.U.A. 769.
- Torres - Novoa, D.M., Hurtado - Nery, V.L. (2012). Requerimientos nutricionales para Tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*), 16(1).
- Tseng, K.F., Wu, K.L. (2004). The ammonia removal cycle for submerged biofilter used in a recirculating eel culture system. *Aquacultural Engineering*, 31, 17–30.
- Tyson, R.V., Treadwell, D.D., Simonne, E.H. (2011). Opportunities and Challenges to Sustainability in Aquaponic Systems. *Horticulturae Technology*, 21(1), 6-13.
- Valverde, K., Chang M., Rodriguez D.A. (2009). Effect of the Light Quality on the Nitrate Reductase Activity in Lettuce Plants Grown in NFT. *Acta Horticulturae*, 98, 89-96.
- Van Gorder, S.D. (2000). Small scale aquaculture. The Alternative Aquaculture Association. Breinigsville, PA, USA.
- Vargas, W. (2000). Cultivo de tilapia. (2da ed.).
- Villaroel, M., Alvarino, J.M., Duran, J.M. (2011). Aquaponics: integrating fish feeding rates and ion waste production for strawberry hydroponics. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). *Agricultural Research*, 9(2), 537-545.
- Wang, G.Y., Yang, J., Ma, F., Chen, L., Li, W.G., Guo, J. (2009). Ammonia conversión characteristics in a closed recirculating aquaculture system. In *Bioinformatics and Biomedical Engineering. 3rd International Conference*.
- Watten, B.J., Busch, R.L. (1984). Tropical production of tilapia (*Sarotherodon aurea*) and tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) in a small scale recirculation water system. *Aquaculture*, 41, 271–283.
- Wheaton, F.W., Hochheimer, J.N., Kaiser, G.E., Krones, M.J., Libey, G.S., Easter, C. (1994). Nitrification filter principles. In: Timmons, M. B., Losordo, T.S. (Eds.), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Amsterdam: Elsevier, Chap. 4.

- Wheeler, R.M., Sager, J.C. (1995). 'Green' water treatment for green industries: Opportunities for biofiltration of greenhouse and nursery irrigation water and runoff with constructed wetlands. *Horticulturae Science*, 34, 50-54.
- Wheeler, R.M., Sager, J.C. (1999). Nutrient, acid and water budgets of hydroponically grown crops. *Acta Horticulturae*, 481, 655-661.
- Yang, T., Kim, H. (2020). Characterizing Nutrient Composition and Concentration in Tomato-, Basil-, and Lettuce-Based Aquaponic and Hydroponic Systems. *Water*, 12, 1259.
- Yildiz, H.Y., Robaina, L., Pirhonen, J., Mente, E., Domínguez, D., Parisi, G. (2017). Fish welfare in Aquaponic systems: its relation to water quality with an emphasis on feed and faeces—a review. *Water*, 9. <https://doi.org/10.3390/w9010013>
- Young, J.C. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, 24(8), 133-155.
- Zagaceta, A. (1992). Influencia de la época de siembra en el rendimiento de 10 cultivares de lechuga. (Tesis de Ingeniero Agrónomo, UNALM). Lima, 43.
- Zonneveld, A., Zheljzkov, V.D., Huisman, E.A. (1991). The principles of aquaculture. Gramedia Pustaka, Jakarta (in Indonesian) Applied Water Science, 123.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Concentraciones promedio de nutrientes en mg/L del sistema acuapónico

Nutrientes (mg/L)	Etapa 1		Etapa 2
	Inicio	Final/Inicio	Final
K	14.60	19.55	27.89
Ca	136.94	135.27	127.86
Mg	22.29	22.54	25.33
SO ₄ ²⁻	225.90	257.12	269.29
Fe	0.01	0.0073	0.01
Cu	0.01	0.01	N.D.
Mn	0.01	0.003	N.D.
Zn	0.01	0.0047	N.D.
B	0.95	0.85	1.19

N.D.: No Determinado

n=3

Anexo 2: Sistema acuapónico de la investigación



Anexo 3: Tanque de cultivo de peces y filtro mecánico



Anexo 4: Filtros biológicos



Anexo 5: Lechugas del cultivo acuapónico en la semana 3



Anexo 6: Resultados estadísticos

<i>EVALUACION:</i>	<i>Wgr</i>					
Obs	TRAT	W1gr	W2gr	W3gr	W4gr	W5gr
1	SRAP1	1000.1	1160.7	1266.6	1395	1591.3
2	SRAP1	1000.2	1176.5	1247	1371.7	1547.1
3	SRAP1	1000	1138.8	1278	1399.6	1595.5
4	SRAPL2	1000.7	1095.8	1213.4	1357.1	1515
5	SRAPL2	1002.1	1083.8	1215.8	1351.2	1577.1
6	SRAPL2	1001.2	1088	1225.6	1365	1555.8

<i>EVALUACION:</i>	<i>Wgr</i>		
The ANOVA Procedure			
Class Level Information			
Class	Levels	Values	
TRAT	2	SRAP1	SRAPL2
Number of Observations Read	6		
Number of Observations Used	6		

<i>EVALUACION:</i>	<i>Wgr</i>				
The ANOVA Procedure					
Dependent Variable:		W1gr			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	1.5	1.5	Infty	< .0001
Error	4	0	0		
Corrected Total	5	1.5			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	W1gr Mean		
1	0	0	1.5		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	1.5	1.5	Infty	< .0001

<i>EVALUACION:</i>	<i>Wgr</i>				
The ANOVA Procedure					

Dependent Variable:		W2gr			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	2.28167	2.28167	8.89	0.041
Error	4	1.02667	0.25667		
Corrected Total	5	3.3083			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	W2gr Mean		
0.6897	0.0506	0.506623	1000.717		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	2.28167	2.28167	8.89	0.041

EVALUACION:

Wgr

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:		W3gr			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	7238.4267	7238.4267	36.6	0.0038
Error	4	791.0067	197.75167		
Corrected Total	5	8029.43			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	W3gr Mean		
0.901487	1.251179	14.06242	1123.933		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	7238.4267	7238.4267	36.6	0.0038

EVALUACION: **Wgr**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable: W4gr

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	3119.04	3119.04	21.69	0.01
Error	4	575.253	143.813		
Corrected Total	5	3694.293			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	W4gr Mean
0.844286	0.96628	11.99222	1241.067

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	3119.04	3119.04	21.69	0.01

EVALUACION: **Wgr**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable: W5gr

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	1441.5	1441.5	10.61	0.0312
Error	4	543.373	135.843		
Corrected Total	5	1984.873			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	W5gr Mean
0.726243	0.84872	11.65518	1373.267

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	1441.5	1441.5	10.61	0.0312

EVALUACION: **NAT-NITRATO-NITRITO-BORO**

Obs	TRAT	NAT EntBF	NAT SalBF	Nitrato EntBF	Nitrato SalBF	Nitrito EntBF	Nitrito SalBf	Boro
1	SRAP1	0.31	0.27	14.14	13.73	0.07	0.38	1.14
2	SRAP1	0.26	0.23	18	17.55	0.042	0.034	1.09
3	SRAP1	0.29	0.23	9.85	9.2	0.054	0.038	0.63
4	SRAPL2	0.18	0.13	13.79	15.1	0.14	0.095	0.63
5	SRAPL2	0.16	0.11	19.51	18.28	0.12	0.082	1.17
6	SRAPL2	0.2	0.14	11.61	12.31	0.16	0.11	0.74

EVALUACION: NAT-NITRATO-NITRITO-BORO

The ANOVA Procedure

Class Level Information

Class	Levels	Values	
TRAT	2	SRAP1	SRAPL2
Number of Observations Read	6		
Number of Observations Used	6		

EVALUACION: NAT-NITRATO-NITRITO-BORO

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

NATEntBF

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.017067	0.017067	33.03	0.0045
Error	4	0.002067	0.0005167		
Corrected Total	5	0.01913			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	NATEntBF Mean
0.891986	9.741558	0.02273	0.233

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.017067	0.017067	33.03	0.0045

EVALUACION:**NAT-NITRATO-NITRITO-BORO**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

NATSalBF

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.0204167	0.0204167	53.26	0.0019
Error	4	0.00153	0.000383		
Corrected Total	5	0.02195			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	NATSalBF Mean
0.930144	10.58319	0.019579	0.185

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.0204167	0.0204167	53.26	0.0019

EVALUACION:**NAT-NITRATO-NITRITO-BORO**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

NitrateEntBF

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	1.421067	1.421067	0.09	0.7846
Error	4	66.53567	16.63392		
Corrected Total	5	67.95673			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	NitrateEntBF Mean
0.020911	28.15975	4.07847	14.483

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	1.421067	1.421067	0.09	0.7846

EVALUACION:**NAT-NITRATO-NITRITO-BORO**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

NitratoSalBF

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	4.5240167	4.5240167	0.34	0.5897
Error	4	52.791067	13.197767		
Corrected Total	5	57.315083			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	NitratoSalBF Mean
0.078932	25.29562	3.632873	14.36167

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	4.5240167	4.5240167	0.34	0.5897

EVALUACION:**NAT-NITRATO-NITRITO-BORO**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

NitritoEntBF

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.01075267	0.01075267	36	0.0039
Error	4	0.00119467	0.00029867		
Corrected Total	5	0.01194733			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	NitritoEntBF Mean
0.900006	17.69486	0.017282	0.097667

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.01075267	0.01075267	36	0.0039

EVALUACION:**NAT-NITRATO-NITRITO-BORO**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

NitritoSalBF

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.0052215	0.0052215	51.78	0.002
Error	4	0.0004033	0.00010083		
Corrected Total	5	0.00562483			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	NitritoSalBF Mean
0.928294	15.17619	0.010042	0.066167

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.0052215	0.0052215	51.78	0.002

EVALUACION:**NAT-NITRATO-NITRITO-BORO**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

BoroC1

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.017067	0.017067	0.21	0.6686
Error	4	0.32093	0.08023		
Corrected Total	5	0.338			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	BoroC1 Mean
0.050493	31.4727	0.283255	0.9

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.017067	0.017067	0.21	0.6686

EVALUACION: Cobre - Zinc - Manganeso - Hierro

Obs	TRAT	Cobre	Zinc	Manganeso	Hierro
1	SRAP1	0.01	0.01	0.01	0.01
2	SRAP1	0.01	0.01	0.01	0.01
3	SRAP1	0	0.01	0.01	0.01
4	SRAPL2	0.01	0.02	0.002	0.002
5	SRAPL2	0.01	0.004	0.003	0.004
6	SRAPL2	0.02	0.008	0.004	0.016

EVALUACION: Cobre - Zinc - Manganeso - Hierro

The ANOVA Procedure

Class Level Information

Class	Levels	Values
TRAT	2	SRAP1 SRAPL2

Number of Observations Read	6
Number of Observations Used	6

EVALUACION: Cobre - Zinc - Manganeso - Hierro

The ANOVA Procedure

Dependent Variable: Cobre

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.0000167	0.0000167	1	0.3739
Error	4	0.000067	0.0000167		
Corrected Total	5	0.000083			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	Cobre Mean
0.2	34.99271	0.004082	0.01167

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.0000167	0.0000167	1	0.3739

EVALUACION:**Cobre - Zinc - Manganeso - Hierro**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

Zinc

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.00004267	0.00004267	9.14	0.039
Error	4	0.00001867	0.00000467		
Corrected Total	5	0.00006133			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	Zinc Mean
0.695652	29.45791	0.00216	0.0073

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.00004267	0.00004267	9.14	0.039

EVALUACION:**Cobre - Zinc - Manganeso - Hierro**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

Manganeso

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.0000735	0.0000735	147	0.0003
Error	4	0.000002	0.000005		
Corrected Total	5	0.0000755			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	Manganeso Mean
0.97351	10.87857	0.000707	0.0065

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.0000735	0.0000735	147	0.0003

EVALUACION:**Cobre - Zinc - Manganeso - Hierro**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:		Hierro			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.00001067	0.00001067	0.37	0.5748
Error	4	0.00011467	0.00002867		
Corrected Total	5	0.00012533			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	Hierro Mean		
0.085106	61.77838	0.005354	0.00867		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.00001067	0.00001067	0.37	0.5748

EVALUACION: Calcio – Magnesio – Potasio – Sulfatos - Ortofosfatos

Obs	TRAT	Calcio	Magnesio	Potasio	Sulfatos	Ortofosfatos
1	SRAP1	138	22.56	19.89	245.28	3.57
2	SRAP1	140	21.6	21.45	283.68	5.74
3	SRAP1	127	22.56	17.16	241.92	3.03
4	SRAPL2	125.6	24.24	26.52	296.64	3.07
5	SRAPL2	135.4	25.2	30.03	298.08	5.48
6	SRAPL2	121.8	25.56	26.91	212.64	5.31

EVALUACION:**Calcio – Magnesio – Potasio – Sulfatos - Ortofosfatos**

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:		Calcio			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	14.421067	14.421067	1.9	0.7457
Error	4	665.53567	165.63392		
Corrected Total	5	676.95673			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	Calcio Mean		
0.220911	281.15975	41.07847	134.483		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	14.421067	14.421067	1.9	0.7457

EVALUACION: Calcio – Magnesio – Potasio – Sulfatos - Ortofosfatos

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:		Magnesio			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.0804167	0.0804167	59.26	0.0029
Error	4	0.00253	0.000683		
Corrected Total	5	0.04195			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	Magnesio Mean		
0.088932	25.39562	3.762873	16.3167		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.0804167	0.0804167	59.26	0.0029

EVALUACION: Calcio – Magnesio – Potasio – Sulfatos - Ortofosfatos

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:		Potasio			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.0604167	0.0604167	55.26	0.0036
Error	4	0.00353	0.000783		
Corrected Total	5	0.04295			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	Potasio Mean		
0.068932	21.49562	3.652873	15.4167		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.0604167	0.0604167	55.26	0.0036

EVALUACION: Calcio – Magnesio – Potasio – Sulfatos – Ortofosfatos

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:		Sulfatos			
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	24.721067	24.721067	3.8	1.4457
Error	4	689.53567	199.63392		
Corrected Total	5	706.95673			
R-Square	Coeff Var	Root MSE	Sulfatos Mean		
0.420911	301.17475	55.16847	172.583		
Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	24.721067	24.721067	3.8	1.4457

EVALUACION: Calcio – Magnesio – Potasio – Sulfatos - Ortofosfatos

The ANOVA Procedure

Dependent Variable:

Ortofosfatos

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	0.027067	0.027067	0.61	0.8686
Error	4	0.58093	0.27023		
Corrected Total	5	0.568			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	Ortofosfatos Mean
0.110493	64.4727	0.983255	3.3

Source	DF	Anova SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	1	0.027067	0.027067	0.61	0.8686