

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL

Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar

Tratamiento de efluentes del cultivo de *Penaeus vannamei*
mediante el uso de moluscos y macroalgas.

PROYECTO INTEGRADOR

Previo la obtención del Título de:

Ingeniero en Acuicultura

Presentado por:

Marco Adrián Campoverde Bustamante

Wilmer Alexander Feijoo Villacis

GUAYAQUIL – ECUADOR

Año: 2022

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL

College of Maritime Engineering and Sea Science

Penaeus vannamei farm effluents treatment by using molluscs
and macroalgae

CAPSTONE COURSE

Prior to obtaining the degree of:

Aquaculture Engineer

By:

Marco Adrián Campoverde Bustamante

Wilmer Alexander Feijoo Villacis

GUAYAQUIL – ECUADOR

Año: 2022

DEDICATORIA

El presente proyecto está dedicado a Dios por brindarnos la sabiduría necesaria durante toda nuestra carrera hasta llegar a este trabajo, a nuestros padres por el apoyo incondicional en todos estos años y los que vienen. Al resto de familia y amigos dentro y fuera de ESPOL por las palabras de aliento en los momentos más duros.

A los amigos y familiares que ya no están aquí, pero sus recuerdos perdurarán en el tiempo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a nuestro tutor PhD (c). Adrián Márquez y al tutor de la materia integradora PhD. Wilfrido Argüello, quienes aportaron conocimiento, experiencia y enseñanzas durante el desarrollo de este proyecto. A los demás maestros por sus sabios consejos y guías durante la carrera.

Al Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas (CENAIM) y a ESPOl por habernos dado las herramientas y conocimientos para ser profesionales de alto nivel académico.

Finalmente, a nuestros amigos y compañeros que adornaron con risas, consejos, momentos amenos y apoyo nuestra estancia en CENAIM.

DECLARACIÓN EXPRESA

“Los derechos de titularidad y explotación, nos corresponde conforme al reglamento de propiedad intelectual de la institución; *Marco Adrián Campoverde Bustamante* y *Wilmer Alexander Feijoo Villacis* damos nuestro consentimiento para que la ESPOL realice la comunicación pública de la obra por cualquier medio con el fin de promover la consulta, difusión y uso público de la producción intelectual”



Marco Campoverde



Wilmer Feijoo

Evaluadores



Accede a este contenido por:
WILFRIDO ERNESTO
ARGÜELLO GUEVARA



Accede a este contenido por:
ADRIÁN JOSÉ MÁRQUEZ
MONTIEL

Wilfrido Argüello, Ph.D.
PROFESOR DE LA MATERIA

Adrián Márquez, M.Sc.
TUTOR

RESUMEN

La camaronicultura en Ecuador representa el sector más importante de la producción de alimentos, sin embargo, una de las mayores preocupaciones son sus impactos ambientales asociados a la calidad de agua. El objetivo de este proyecto es disminuir las concentraciones de nutrientes y sólidos suspendidos, a niveles permisibles por la ley, y limitar el impacto ambiental de efluentes de camarones mediante moluscos y macroalgas.

Se midió la capacidad extractiva de dos especies de moluscos (*Magallana gigas* y *Anadara tuberculosa*) y macroalgas (*Ulva lactuca* y *Chaetomorpha* sp.) haciendo análisis de agua sometida a tratamientos posterior las 24 y 48 horas. Los tratamientos consistían en 3 densidades, para moluscos (0,20, 0,40 y 1,2 org/L) y (12,5, 25 y 50 gr/L) para macroalgas. Los moluscos fueron colocados en tanques de 40 litros y las macroalgas en tanques de 2 litros.

Los resultados reflejaron que la densidad 2 (D2/25 gr/L) de *Ulva lactuca* es la que presento mejor remoción de nutrientes, con una absorción de $89,36 \pm 0,00\%$ de amonio total, $61,75 \pm 18,92\%$ fósforo total y $18,77 \pm 10,06\%$ de nitrógeno total en 24 horas.

En moluscos, la concha prieta y la ostra del pacífico removieron el $62,12 \pm 4,00\%$ y $65,46 \pm 5,75\%$ de los sólidos suspendidos totales iniciales, donde la concha prieta fue escogida como especie idónea al tener mayor rango de tolerancia de temperatura y salinidad, además al ser una especie nativa. Finalmente, con estas dos especies realizamos nuestra propuesta de sistema biológico de tratamiento de agua.

Palabras Clave: Efluente, Macroalgas, Moluscos, Remoción

ABSTRACT

Shrimp farming in Ecuador represent the most important sector of food production, however, one of the biggest concerns is its environmental impacts associated with water quality. The objective of this project is to reduce the concentrations of nutrients and suspended solids, to levels permissible by the law, and limit the environmental impact of shrimp effluents using mollusks and macroalgae.

*The extractive capacity of two species of mollusks (*Magallana gigas* y *Anadara tuberculosa*) and macroalgae (*Ulva lactuca* y *Chaetomorpha* sp.) was measured by analyzing water subjected to treatments after 24 and 48 hours. The treatments consisted of 3 densities, for mollusks (0,20, 0,40 and 1,2 organisms/L) and (12,5, 25 and 50 gr/L) for macroalgae. The mollusks were placed in 40-liter tanks and the macroalgae in 2-liter tanks.*

The results showed that density 2 (D2/25 gr/L) of *Ulva lactuca* is the one that presented the best nutrient removal, with an absorption of $89,36 \pm 0,00\%$ of total ammonium, $61,75 \pm 18,92\%$ of total phosphorus and $18,77 \pm 10,06\%$ of total nitrogen in 24 hours. In mollusks, *Anadara tuberculosa* and *Magallana gigas* removed $62,12 \pm 4,00\%$ and $65,46 \pm 5,75\%$ of the initial total suspended solids, where *Anadara tuberculosa* was chosen as the ideal species for having a higher tolerance range of temperature and salinity, in addition to being a native species.

Finally, with these two species we made our proposal for a biological water treatment system.

Key words: Effluent, macroalgae, mollusks, removal.

Contenido

1. Introducción	1
1.1 Descripción del problema	3
1.2 Justificación del problema	3
1.3 Objetivos.....	4
1.3.1 Objetivo General.....	4
1.3.2 Objetivos Específicos	4
1.4 Marco Teórico.....	5
1.4.1 Producción de camarón en Ecuador	5
1.4.2 Efluentes	5
1.4.3 Tratamientos para efluentes.....	6
1.4.4 Tratamientos químicos y físicos	6
1.4.5 Tratamientos biológicos	7
1.4.6 Sistemas acuícolas multitróficos	9
2. METODOLOGIA	11
2.1 Preparación tanques de cultivo de moluscos	11
2.2 Determinación de sólidos suspendidos totales.....	12
2.3 Recolección de las macroalgas	13
2.4 Preparación de sistema de cultivo de macroalgas.....	13
2.5 Determinación de concentración de nutrientes	14
2.5.1 Nitrógeno total (NT).....	14
2.5.2 Amonio Total (AN)	15
2.5.3 Fósforo Total (FT).....	15
2.6 Análisis estadístico.....	16
2.7 Propuesta de sistema de mejora para la calidad de agua de camaroneras.	16
3. RESULTADOS Y ANALISIS.....	17
3.1 Parámetros ambientales	17
3.2 Remoción de nutrientes.....	17
3.2.1 <i>Ulva lactuca</i>	18
3.2.2 <i>Chaetomorpha</i> sp.....	20
3.3 Remoción de solidos suspendidos totales	23
3.3.1 <i>Anadara tuberculosa</i>	24
3.3.2 <i>Magallana gigas</i>	25
3.4 Discusión de resultados.....	26
3.5 Propuesta de sistema de tratamiento	29
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	31
4.1 Conclusiones.....	31
4.2 Recomendaciones	32

5. BIBLIOGRAFÍA.....	33
----------------------	----

INDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Diagrama de un sedimentador. Obtenido de (Tilley, 2022)	7
Ilustración 2. Ostra japonesa (<i>Magallana gigas</i>) a la izquierda y concha prieta (<i>Anadara tuberculosa</i>) a la derecha. Obtenido de: (Blacio & Noboa, 2002)	8
Ilustración 3. Se ilustra la pirámide de niveles tróficos en la cadena de suministro de alimentos marinos. La pirámide muestra los cuatro niveles tróficos. (Poto & Morel, 2021)	10
Ilustración 4. Sistemas de cultivo de ostras (izquierda) y concha (derecha).	12
Ilustración 5. Colecta de biomasa a) Biomasa de <i>Ulva lactuca</i> siendo recolectada de la zona intermareal en la zona de San Pedro, Manglaralto b) Biomasa de <i>Chaetomorpha</i> sp. recolectada de los canales de desagüe del CENAIM-ESPOL. ..	13
Ilustración 6. Réplicas por densidad de <i>Chaetomorpha</i> sp. macroalgas en condiciones de cultivo experimental.	14
Ilustración 7. Sistema de redes tejidas.	30
Ilustración 8. Sistema de almohadas. Tomado de: (CENAIM, n.d.).....	30

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Variación de concentración de nitrógeno total en tres tratamientos de Ulva lactuca en un periodo de 24 y 48 horas.	20
Gráfico 2. Variación de concentración de fosforo total en tres tratamientos de Ulva lactuca en un periodo de 24 y 48 horas.	20
Gráfico 3. Variación de concentración de amonio total en tres tratamientos de Ulva lactuca en un periodo de 24 y 48 horas.	20
Gráfico 4. Variación de concentración de nitrógeno total en tres tratamientos de Chaetomorpha sp. en un periodo de 24 y 48 horas.	22
Gráfico 5. Variación de concentración de fosforo total en tres tratamientos de Chaetomorpha sp. en un periodo de 24 y 48 horas.	23
Gráfico 6. Variación de concentración de amonio total en tres tratamientos de Chaetomorpha sp. en un periodo de 24 y 48 horas.	23
Gráfico 7. Variación de concentración de sólidos suspendidos totales en tres tratamientos de Anadara tuberculosa en un periodo de 24 y 48 horas.	25
Gráfico 8. Variación de concentración de sólidos suspendidos totales en tres tratamientos de Magallana gigas en un periodo de 24 y 48 horas.	26
Gráfico 9. Valores de porcentaje de absorción de amonio total tres tratamientos de Ulva Lactuca en un periodo de 24 y 48 horas.	27
Gráfico 10. Valores de porcentaje de absorción de fósforo total tres tratamientos de Ulva Lactuca en un periodo de 24 y 48 horas.	28
Gráfico 11. Valores de porcentaje de absorción de nitrógeno total tres tratamientos de Ulva Lactuca en un periodo de 24 y 48 horas.	28
Gráfico 12. Valores de porcentaje de absorción de solidos suspendidos totales en tres tratamientos de Magallana gigas en un periodo de 24 y 48 horas.	29
Gráfico 13. Valores de porcentaje de absorción de solidos suspendidos totales en tres tratamientos de Anadara tuberculosa en un periodo de 24 y 48 horas.	29

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Mediana, mínimo y máximo de concentraciones de variables de calidad de agua en efluentes camaroneros, obtenidos de una revisión de 14 artículos y reportes publicados. Fuente:(Boyd & Gautie, Effluent composition and water quality standards - responsible seafood advocate, 2000)	5
Tabla 2. Características del efluente inicial y durante la experimentación.	17

Abreviaciones

AN= Amonio total

CENAIM= Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas

D1= Densidad 1

D2= Densidad 2

D3= Densidad 3

ESPOL= Escuela Superior Politécnica del Litoral

NT= Nitrógeno total

PT= Fósforo total

SST= Sólidos suspendidos totales

CAPÍTULO 1

1. INTRODUCCIÓN

Para suplir las necesidades alimenticias de la población mundial y su crecimiento constante, es necesario producir alimentos sanos y de forma sustentable, la acuicultura, según la FAO, es el único sector de producción de alimentos capaz de desarrollarse con un limitado impacto ambiental y suplir el déficit de alimentos que dejarán los otros sectores de producción como pesca, ganadería y agricultura. (ONU, 2020)

En Latinoamérica la producción acuícola se concentró en salmónidos y algas como *Gracilaria* (en Chile) y camarones (en Ecuador, México, Honduras, Colombia, Perú, Panamá y Belice), que eran principalmente productos de exportación. Las ostras representan alrededor del 65 % de los moluscos de la región, y la piscicultura de agua dulce representa más de una quinta parte del volumen total de la producción acuícola. El cultivo de tilapia (Colombia, Brasil, México, Cuba, Costa Rica y Jamaica) presenta la mayor tasa de crecimiento. La producción de carpa (México, Cuba y Brasil) es principalmente de dos especies y ha ido en aumento, al igual que *Colossoma* spp. (en Colombia, Brasil y Venezuela). (FAO, 2001)

La acuicultura en Ecuador está basada en cultivo de camarón que representa el sector más importante de producción de alimentos. En la última década la optimización de la tecnología de producción ha logrado alcanzar hitos importantes como posicionarse como el primer país productor de camarón a nivel mundial durante el 2021, donde las exportaciones de camarón sumaron USD 5.323 millones, lo que significa un crecimiento en valor de 39% frente a 2020, según el Banco Central y con la tendencia a seguir incrementándose. (Banco Central del Ecuador, 2022)

Una de las mayores preocupaciones con respecto a la sustentabilidad de la camaronicultura son sus impactos ambientales, en especial, en cuanto a las descargas de aguas cargadas de nutrientes a ecosistemas costeros y de manglar, lo cual afecta no solo al ambiente, sino; a la calidad de agua de los afluentes de la misma camaronicultura en especial.

La calidad de agua es uno de los pilares esenciales para el desarrollo de la acuicultura, por lo que, se debe mantener los parámetros de calidad dentro de los rangos óptimos para cultivo de camarón, lo que reduciría la susceptibilidad a enfermedades, deficiencias de conversión alimenticia y mortalidades asociadas a problemas de calidad agua (Boyd, 2000). A la vez que se reduce el impacto de los efluentes en especial en sistemas ecológicos semi-cerrados como los sistemas de manglar. (Marín Solórzano, 2009)

En la actualidad existe una tendencia al aumento de la intensificación de la producción de camarón en Ecuador, lo cual sumado a un mayor uso de fertilizantes, alimento balanceado y producción de excretas de camarón, generando un excedente de nutrientes que comúnmente son desechados al ambiente mediante recambios de agua y cosecha, sin tratamientos previos o con muy poco tratamiento. Afectando directamente a los cuerpos de agua receptores (ecosistemas de manglar, esteros, lagunas costeras y costas), causando alteraciones de pH y oxígeno disuelto, y aportando compuestos químicos derivados de nitrógeno y fósforo además de sólidos suspendidos, que pueden causar un desbalance químico en el ambiente. (Concha & Ladines, 2019)

Por lo que, para contrarrestar las consecuencias de la intensificación de producción en la industria, se ha desarrollado varios tratamientos para los efluentes de producción como filtración mecánica y construcción de sedimentadores, incluso también, se ha desarrollado el uso de bacterias de género *Bacillus*, peces, especies de algas y moluscos, mostrándose como una alternativa efectiva para la remediación de aguas residuales provenientes de acuicultura. (Mei et al., 2023)

El objetivo principal de este proyecto es evaluar el impacto de la incorporación de macroalgas y moluscos como remediadores de la calidad de agua, tomando en cuenta su potencial para reducir sólidos suspendidos en el agua y la carga de los principales nutrientes excedentes de la camaronicultura (nitrógeno, fosforo y amonio), lo cual podría ser una excelente alternativa para disminuir el impacto de la acuicultura en el medio ambiente y en la calidad de agua general de los efluentes con impacto directo en la calidad de agua de los ecosistemas que ofrecen servicios para el propio cultivo.

1.1 Descripción del problema

La camaronicultura en Ecuador representa el sector más importante de producción de divisas, después del petróleo, sin embargo, uno de los problemas de este sector tiene que ver con la sustentabilidad de los procesos actuales de producción. La emisión de sólidos suspendidos, nutrientes como nitrógeno y fósforo, productos de la misma actividad de cultivo y que en muchos casos se liberan al ambiente sin los tratamientos necesarios para limitar el impacto en los ecosistemas costeros, además, que en algunos casos pueden sobrepasar el límite para el uso acuícola estipulado según la Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes, como también del rango óptimo de los parámetros de calidad de agua para el cultivo de camarón, que al desecharlos sin previo tratamiento pueden causar eutrofización en el ambiente, generando un desbalance químico debido a la aportación excesiva de nutrientes, con impactos tanto en la producción de camarón por aparición de nuevos vectores de enfermedades, como también en el ambiente, deteriorando los fondos marinos y afectando los ecosistemas estuarinos adyacentes.

1.2 Justificación del problema

Se ha demostrado que los efluentes de las granjas camaroneras algunas veces contienen altas concentraciones de sólidos suspendidos y compuestos químicos derivados del nitrógeno y fósforo, debido a los principales productos de desecho del cultivo de camarón, estos compuestos al momento de desechar pueden causar eutrofización del medio ambiente, que inclusive en concentraciones permisibles son acumulables lo cual generan impactos tanto en la producción de camarón debido al desequilibrio químico del agua (favoreciendo el crecimiento de vectores de enfermedades, o generando estrés en los camarones y haciéndolos más susceptibles a estas enfermedades) afectando a la calidad de agua del ecosistema, que tiene un impacto específico en los afluentes de las granjas camaroneras aledañas.

En Ecuador, existen más de 200.000 hectáreas dedicadas a la producción de camarón, y la gran mayoría de esta gran área de producción, descarga sus efluentes de producción sin tener un sistema de remediación que pueda disminuir las concentraciones de nitrógeno y fósforo que deriva a los ecosistemas estuarinos. (Piedrahita, 2018)

El desecho sin previo tratamiento de los efluentes de producción de camarón deja en evidencia la necesidad de explorar alternativas amigables con el ambiente que puedan mejorar la calidad de los efluentes antes de ser descargados.

Los moluscos y las macroalgas se presentan como excelentes candidatos para el tratamiento de efluentes de cultivo de camarón, debido a la gran capacidad de retención de nutrientes de nitrógeno y fósforo, como también de sólidos suspendidos, desarrollando biomasa adicional de gran valor comercial, que generará un rubro extra de ingreso a la producción de camarón.

Por lo tanto, este trabajo tiene la intención de evaluar la cantidad de nitrógeno, fósforo y sólidos suspendidos, que puede ser controlados por los moluscos bivalvos *Magallana gigas* y *Anadara tuberculosa*, y por las macroalgas *Ulva lactuca* y *Chaetomorpha* sp.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

- Mejorar la calidad de los efluentes de producción de *Penaeus vannamei* mediante el uso de moluscos y macroalgas

1.3.2 Objetivos Específicos

- Medir la capacidad de retención de sólidos suspendidos de la ostra *Magallana gigas* y *Anadara tuberculosa* expuestos a agua proveniente de efluentes de camarón.
- Medir la capacidad de retención de nutrientes de las macroalgas *Ulva lactuca* y *Chaetomorpha* sp. expuestos a agua proveniente de efluentes de camarón.
- Proponer un sistema biológico de mejora de tratamiento de calidad de agua de los efluentes de camarón.

1.4 Marco Teórico

1.4.1 Producción de camarón en Ecuador

En Ecuador, la acuicultura empezó en 1968 El Oro. (Balanceados NPV, 2020). Hoy en día, son más de 200.000 hectáreas de producción siendo la especie que se cultiva el camarón blanco *Penaeus vannamei*. (Piedrahita, 2018). La camaronicultura es la primera fuente de divisas no relacionada con el petróleo alcanzando en los nueve primeros meses del 2022, exportaciones de hasta 5.676 millones de dólares representando más del 50% de la producción en América. (Coba, 2022)

Los sistemas de producción en el cultivo de camarón marino, semi-intensivo o intensivo, conducen a incrementos significativos en los niveles de nutrientes, biomasa de fitoplancton, materia orgánica y sólidos en suspensión en el ambiente receptor de los efluentes de la granja. (Hopkins, Hamilton, Sandier, Browdy, & Stokes, 1993)

1.4.2 Efluentes

En general, la investigación sobre el impacto de la cría de camarones en los ecosistemas costeros se centra en la composición de los efluentes o el efecto de la descarga estos. Factores como la ubicación, el manejo y la densidad de población influyen en la calidad de los efluentes de las granjas camaroneras y en los niveles de degradación. (Bull et al., 2021) Además, el continuo monitoreo de los parámetros físicos, químicos y biológicos de los estanques, efluentes y afluentes, ayuda no solo a predecir y controlar las condiciones negativas para el cultivo de camarón, sino también evita los daños ambientales y el colapso del proceso de producción. (Barraza-Guardado et al, 2013)

Tabla 1. Mediana, mínimo y máximo de concentraciones de variables de calidad de agua en efluentes camaroneros, obtenidos de una revisión de 14 artículos y reportes publicados. Fuente: (Boyd & Gautie, Effluent composition and water quality standards - responsible seafood advocate, 2000)

Variable [unidad]	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrógeno total [mg/l]	2.04	0.2	2600
Nitrito [mg/l]	0.05	0.0	0.91
Nitrato [mg/l]	0.30	0.001	7.00
Amonio total [mg/l]	0.38	0.01	7.87
Fósforo total [mg/l]	0.26	0.01	110

Fósforo reactivo soluble [mg/l]	0.09	0.0	11.2
Oxígeno disuelto [mg/l]	5.6	0.4	9.6
pH (unidades estándares)	8.2	6.3	9.2
Demanda bioquímica de oxígeno [mg/l]	8.9	1.3	50.7
Sólidos suspendidos totales [mg/l]	108	10	3671
Sólidos volátiles totales [mg/l]	43	8	713
Clorofila a [μ g/l]	67	1	694

Según Boyd (2003) las consecuencias de la descarga de efluentes sin tratamiento incluyen:

- Contaminación del agua por efluentes de estanques.
- Uso excesivo de medicamentos, antibióticos y otros productos químicos para el control de enfermedades de los animales acuáticos.
- Propagación de enfermedades en animales acuáticos desde el cultivo de organismos a las poblaciones nativas.

1.4.3 Tratamientos para efluentes

En la actualidad, se han aplicado varios tratamientos para las aguas residuales de acuicultura, incluidos métodos físicos y químicos como filtración mecánica, separación por membrana, uso de floculantes, construcción de sedimentadores y métodos biológicos con cepas de bacterias del género *Bacillus*, peces, especies de algas y moluscos. (Mei et al, 2023)

1.4.4 Tratamientos químicos y físicos

Para generar agua limpia o para que el agua vuelva a reutilizarse, se debe limpiar el agua para eliminar las partículas en suspensión. Un método para abordar este problema es emplear floculantes. Se usa sulfato de aluminio, sulfato de hierro, cloruro de hierro (Abbasi Moud, 2022) e hidróxido de calcio (cal hidratada). Aunque son muy efectivos, el elevado costo de los sulfatos y el cloruro no los presenta como una alternativa adecuada para el tratamiento de agua. La cal hidratada, por otro lado, es

más barata pero la aplicación por hectárea es muy grande (Czechowski & Marcinkowski, 2006).

Un sedimentador es una tecnología que está diseñada para eliminar sólidos suspendidos por sedimentación (**Ilustración 1**). También se le llama decantador, tanque de asentamiento o tanque de sedimentación. La baja velocidad y turbulencia del flujo en un sedimentador permite que las partículas sedimentables se hundan, mientras los componentes que pesan menos que el agua flotan hacia la superficie. Los sedimentadores pueden ser diseñados como tanques independientes o integrados en unidades de tratamiento combinadas. (Tilley, 2022)

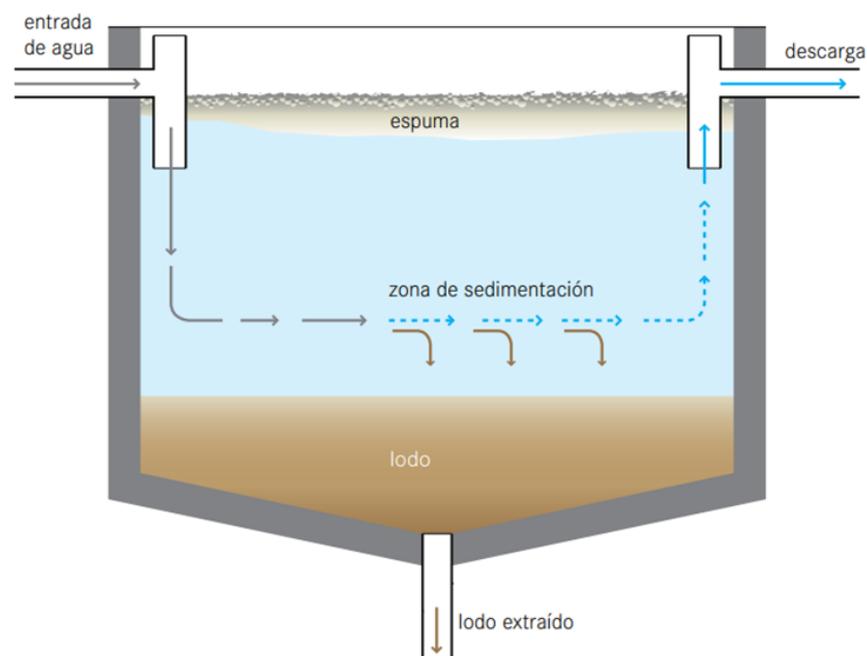


Ilustración 1. Diagrama de un sedimentador. Obtenido de (Tilley, 2022)

1.4.5 Tratamientos biológicos

En los últimos años, el uso de microorganismos para mejorar la calidad del agua ha tomado auge. Las especies de *Bacillus* son ampliamente utilizadas para la remediación del agua porque son estables durante un largo período debido a la formación de esporas, se preparan fácilmente por fermentación y poseen efectos antagónicos sobre los patógenos (Lopes, 2021). Se aislaron y evaluaron cepas pertenecientes a varias especies de *Bacillus*, provenientes de piscinas de cultivo e intestinos de camarón, por su potencial como agentes biológicos para mejorar la calidad del agua. Así se encontraron varias cepas con buenas propiedades de

eliminación de nitrógeno y degradación de materia orgánica, manteniendo así los niveles de oxígeno en óptimos valores. (Ninawe & Selvin, 2009)

Los bivalvos presentan una de las soluciones más atractivas para remediar debido a sus notables capacidades de filtración y, a menudo, su amplia tolerancia a varios contaminantes químicos. (Domingues et al., 2020)

En CENAIM se cuenta con dos especies, una introducida y otra especie nativa, que se ofrecen como candidatos perfectos para remediar efluentes siendo estas la ostra japonesa (*Magallana gigas*) y la concha prieta (*Anadara tuberculosa*). (Blacio & Noboa, 2002)



Ilustración 2. Ostra japonesa (*Magallana gigas*) a la izquierda y concha prieta (*Anadara tuberculosa*) a la derecha. Obtenido de: (Blacio & Noboa, 2002)

La concha negra puede tolerar un amplio rango de temperatura y salinidad. Esta especie se puede cultivar especialmente en lagunas tropicales que reciben escorrentía de agua dulce. Sin embargo, también se puede cultivar en entornos desafiantes cargados de nutrientes y sólidos suspendidos como los efluentes de estanques de camarones (Nieves-Soto et al., 2011). Esta especie es particularmente buena para la remoción de materia orgánica alcanzando tasas medias de filtración y de clarificación de 33.10 mg/h/g y 0.41 L/h/g y de biodepositación fue 31.19 mg/h/g para efluentes de granjas camaroneras semi-intensivas. (Miranda-Baeza et al., 2009). Considerando la necesidad de tratar los efluentes de las granjas camaroneras para mitigar el impacto ambiental buscando tecnologías para la reutilización del agua, se han realizado estudios sobre la capacidad de *Magallana gigas* para comparar la eficiencia en la remoción de materia orgánica e inorgánica del efluente del camarón.

(Hawkins et al., 1998) La ostra del pacífico se reporta una tasa de clarificación y filtración de 56.3 y 41.2%. (Ramos et al., 2009)

En el marco de la sostenibilidad ambiental acuícola, la remoción/utilización *in situ* de nutrientes inorgánicos y orgánicos podría lograrse a través de medios biológicos, por ejemplo, macroalgas. La introducción de macroalgas en el sistema de acuicultura es reconocida como uno de los enfoques más efectivos para utilizar nutrientes inorgánicos como el nitrógeno y el fósforo. (Biswas et al., 2020)

Resultados obtenidos de estudios de la capacidad extractiva de nutrientes de *Chaetomorpha linum* en efluentes de demostró que tiene la capacidad de eliminar el fosfato hasta un 58% y amonio (NH₄⁺) hasta un 92% en un período de 48 horas. Se usaron densidades de siembra de 5, 10 and 20 g por litro. (Aquilino et al., 2020)

Estudios en *Ulva fasciata*, demostraron que tiene la capacidad de eliminar entre el 81 y el 95 % del nitrógeno inorgánico disuelto (TAN + NO₃-N) en efluentes, con una eliminación específica del 89 al 100 % de TAN y del 57 al 78 % de NO₃-N. Se usaron densidades de siembra de 1 Kg por litro de agua. (Shahar & Guttman, 2020)

1.4.6 Sistemas acuícolas multitróficos

Las operaciones de acuicultura son actualmente la industria de producción de alimentos de más rápido crecimiento, aumentando la producción más de 20 veces solo en las últimas décadas. La gestión de residuos en granjas acuícolas, como del camarón, es un problema que requiere atención urgente para la gestión y la percepción pública. La acuicultura multitrófica integrada (IMTA) es el co-cultivo de especies de diferentes niveles tróficos en lugar de una sola especie (monocultivo) en una granja de acuicultura. Desde una perspectiva teórica, en una granja IMTA, los desechos metabólicos y el alimento no consumido de las especies de nivel superior como el camarón son utilizados por especies tróficas de nivel inferior como mariscos y macroalgas, minimizando el impacto potencial de estos desechos en el ecosistema. (Sickander & Filgueira, 2022) apostando por una acuicultura sustentable (Blue aquaculture).

IMTA implica simular un sistema de cocultivo que imita un ecosistema acuático natural, lo que implica múltiples niveles tróficos dispuestos de manera que se aproveche el potencial de los subproductos y, por lo tanto, se minimice la producción de desechos. IMTA ofrece un enfoque sostenible para el desarrollo de la acuicultura con una configuración de dos componentes de especies acuícolas alimentadas (peces o camarones) y especies extractivas (algas marinas, moluscos, equinodermos, etc.).

El tema de la instalación es utilizar los desechos de las especies alimentadas para el cultivo de las especies extractivas. Desde sus inicios, el IMTA ha evolucionado en todos los aspectos, desde la diversificación de sus componentes hasta su expansión a aguas abiertas, brindando vías que respaldan su surgimiento como la acuicultura del futuro. (Nissar et al., 2023)

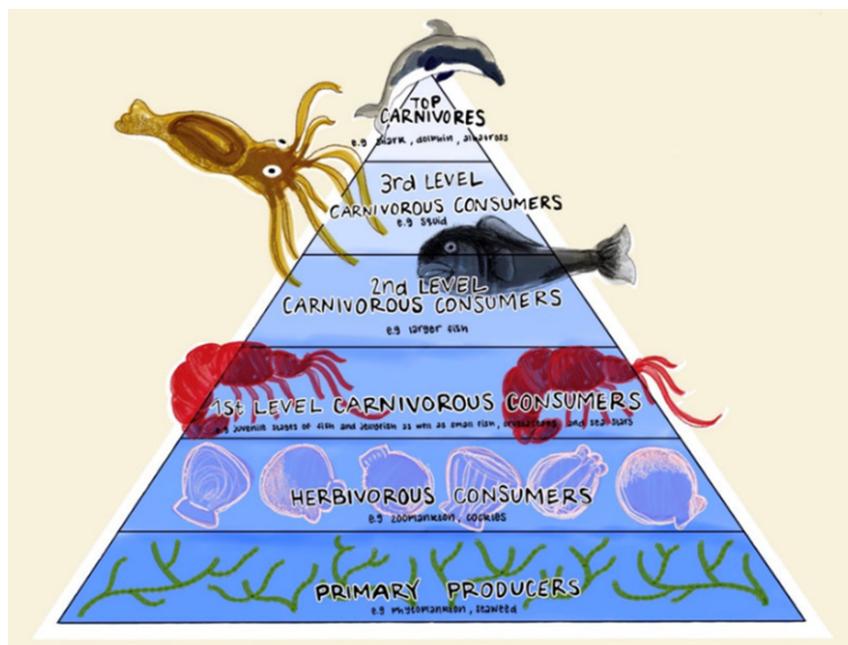


Ilustración 3. Se ilustra la pirámide de niveles tróficos en la cadena de suministro de alimentos marinos. La pirámide muestra los cuatro niveles tróficos. (Poto & Morel, 2021)

CAPITULO 2

2. METODOLOGIA

El estudio se realizó en las instalaciones del Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas (CENAIM), ubicado en el sector de San Pedro, provincia de Santa Elena, perteneciente a la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL). El efluente utilizado para el estudio proviene de piscinas experimentales de cultivo de camarón blanco *Penaeus vannamei* obtenidos del efluente durante el recambio. Las piscinas están ubicadas en la Estación Experimental del CENAIM-ESPOL, al cual se le realizó un análisis para determinar la concentración inicial de nitrógeno total, fósforo total, amonio total y sólidos suspendidos totales.

2.1 Preparación tanques de cultivo de moluscos

Para medir la capacidad de retención de sólidos suspendidos de la ostra *Magallana gigas* y *Anadara tuberculosa* expuestos a agua proveniente de efluentes de camarón, se colocaron en 3 densidades (0,20, 0,40 y 1,2 org/L) por triplicado en tanques de rectangulares de plástico con 20 L. Los sistemas de cultivo se mantuvieron en constante suministro de aeración manteniendo el sistema en saturación (7 mg/L OD) medido como oxígeno disuelto (YSI 5500 \pm 0,01), el pH se monitoreó y fue mantenido en un rango entre 7-8 (OAKTON PC2700 \pm 0,01), la temperatura y la cantidad de luz recibida en los sistemas de cultivo se monitoreó continuamente mediante un termógrafo (HOBO MX2202 \pm 0,01) manteniendo un fotoperiodo de 12/12. La salinidad se determinó mediante un refractómetro, (\pm 0,01).

En cuanto a los moluscos usados, *Anadara tuberculosa* tenía un diámetro promedio de 3 cm y un peso promedio de 13 gr cada una. Por otro lado, *Magallana gigas* tenía un diámetro promedio de 5 cm y un peso promedio de 9 gr cada una.



Ilustración 4. Sistemas de cultivo de ostras (izquierda) y concha (derecha).

2.2 Determinación de sólidos suspendidos totales

Para medir la capacidad de retención de sólidos suspendidos totales (SST) se realizó una toma de un volumen de 1L de agua del sistema de cultivo de camarón, inicialmente y posterior a las 24 y 48 horas de haber colocados los moluscos bivalvos, para evaluar el potencial de retención de SST.

Los SST serán medidos gravimétricamente siguiendo el protocolo estándar (Baird, Rice, & Posavec, 2017), donde se filtra la muestra de efluente con un filtro de fibra de vidrio previamente pesado, posteriormente se pesa el filtro con la muestra, y se seca el filtro y la muestra de agua filtrada en un horno de 103–105°C. Finalmente se pesa y el incremento en peso representara los sólidos suspendidos totales.

Para el cálculo de sólidos suspendidos totales se usa la fórmula 2.1:

$$SST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(A - B) \times 1000}{Volumen \ de \ muestra} \quad (2.1)$$

Donde:

A = Peso final del filtro + residuo posterior secado (mg)

B = Peso del filtro inicial (mg)

Volumen de muestra dada en mL

2.3 Recolección de las macroalgas

Las macroalgas fueron recolectadas manualmente, por un lado, *Ulva lactuca* fue recolectada a orillas de la playa de San Pedro en la provincia de Santa Elena, a pocos metros del CENAIM durante la marea más baja y transportadas en cavas isotérmicas, mientras que la *Chaetomorpha* sp. fue recolectada en el canal de desagüe de los laboratorios experimentales del CENAIM. Ambas especies de macroalgas fueron lavadas para remover todos los organismos asociados a ellas, además de retirar la mayor parte posible de sedimentos y arena en ellas. Posterior a esto las macroalgas fueron colocadas en sistemas de cultivo en ambiente controlado por 48 horas para su recuperación y pesados para establecer las concentraciones en los diferentes tratamientos.



Ilustración 5. Colecta de biomasa a) Biomasa de *Ulva lactuca* siendo recolectada de la zona intermareal en la zona de San Pedro, Manglaralto b) Biomasa de *Chaetomorpha* sp. recolectada de los canales de desagüe del CENAIM-ESPOL.

2.4 Preparación de sistema de cultivo de macroalgas

Para medir la capacidad de retención de nutrientes de *Ulva lactuca* y *Chaetomorpha* sp. en un sistema simulado de cultivo de camarón, en el cual las macroalgas serán expuestas a agua proveniente de efluentes de piscinas de cultivo de camarón. Para esto, 3 densidades de macroalgas (12,5, 25 y 50 g/L) fueron sembrados en acuarios de 2 L de capacidad por triplicado para cada especie de macroalga. Los sistemas de cultivo se mantuvieron en constante aireación y se utilizó para mantener la

temperatura estable (26,99 – 28,21 °C) los acuarios estuvieron en baño de maría dentro de un contenedor de mayor volumen agua de mar por fuera del cultivo, para mantener la temperatura constante en las 3 réplicas, además el agua utilizada proviene de los efluentes de la camaronera experimental del CENAIM- ESPOL recolectados durante el recambio de agua.

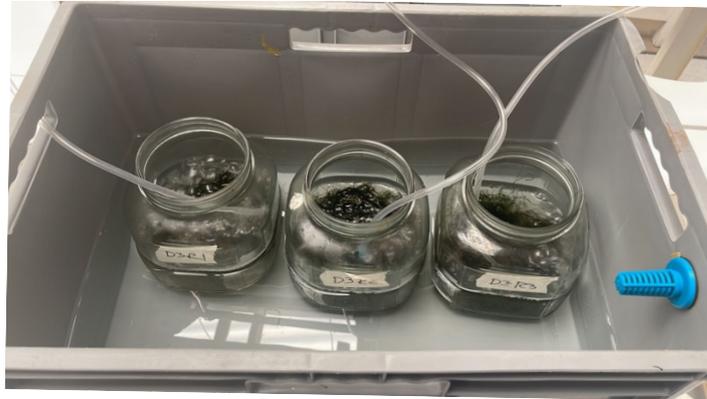


Ilustración 6. Réplicas por densidad de *Chaetomorpha* sp. macroalgas en condiciones de cultivo experimental.

2.5 Determinación de concentración de nutrientes

La determinación de nitrógeno total (NT), amonio total (AN) y fósforo total (FT) se realizó de la muestra de agua antes de ser expuesta a los tratamientos. Posteriormente de la exposición del agua dentro de los sistemas de cultivo se realizó una segunda muestra de agua para determinar los nutrientes (NT, AN y FT) a las 24 y 48 horas, para evaluar la disminución de concentración de nutrientes según la concentración de las macroalgas en el sistema y la especie. (Baird, Rice, & Posavec, 2017)

2.5.1 Nitrógeno total (NT)

Esta determinación está basada en el método espectrofotométrico descrito por Kjeldahl (1883) basado en la evaluación del nitrógeno en estado trinegativo. Este método elimina el nitrógeno amoniacal en la fase inicial del procedimiento, junto con nitrógeno trinegativo (Nitrogeno Kjeldahl), en el cual luego por la diferencia, se puede obtener el nitrógeno orgánico. Donde la suma de estos 3 componentes nos da la concentración del nitrógeno total.

Principio: En presencia de H₂SO₄, sulfato potásico (K₂SO₄) y sulfato mercúrico (HgSO₄) catalizador, el nitrógeno amino de muchos materiales orgánicos se transforma en sulfato de amonio [(NH₄)₂SO₄]. El amoníaco libre y nitrógeno-amonio también se convierte en (NH₄)₂SO₄. Durante la digestión de la muestra, se forma un complejo de mercurio amonio que luego se descompone por el tiosulfato de sodio (Na₂S₂O₃). Tras la descomposición el amoníaco se destila desde un medio alcalino y se absorbe en ácido bórico o sulfúrico. El amoníaco se determinó colorimétricamente o por titulación con un ácido mineral patrón.

$$mg NH_3 - N/L = \frac{(A - B) \times 280}{ml Muestra}$$

Donde:

A = Volumen de H₂SO₄ usado en muestra. [ml]

B = Volumen de H₂SO₄ usado en blanco. [ml]

2.5.2 Amonio Total (AN)

Para la determinación de amonio total se realizó el método espectrofotométrico descrito por Baird, Rice, & Posavec, (2017).

Principio: Se tomó 10 ml de la muestra a analizar y se agregó 400 μl de fenol en un tubo de ensayo de 15 ml de capacidad, posteriormente se colocó 400 μl de nitroprusiato, y 1000 μl de solución oxidante (Cloruro de Zinc), luego fueron colocados en una estufa por 3 horas a 35C; finalmente se tomó la medición en el espectrofotómetro VWR modelo UV-3100PC a una longitud de onda de 543.0 nm. (Baird, Rice, & Posavec, 2017)

2.5.3 Fósforo Total (FT)

Se utilizo el método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico descrito por (Baird, Rice, & Posavec, 2017)

Principio: En una solución diluida de ortofosfato, el molibdato amónico reacciona en condiciones acidas para formar un heteropoliácido, ácido molibdofosfórico. Posteriormente, en presencia de vanadio, se forma ácido vanadomolibdofosfórico

amarillo. La intensidad del color amarillo es proporcional a la concentración de fosfato. El cual es medido en un espectrofotómetro VWR modelo UV-3100PC a una longitud de onda 490 nm.

$$mg \frac{P}{L} = \frac{mg P (en 50 ml Vol. final) \times 100}{ml de muestra}$$

2.6 Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete SPSS Statistics, versión 22 (IBM, USA). Los valores se expresan como la media \pm error estándar de la media (SE). Todos los parámetros fueron evaluados para la normalidad usando la prueba de Kolmogórov-Smirnov, y para la homogeneidad de varianzas usando la prueba de Levene.

Para las variables que cumplen con los supuestos estadísticos se aplicó un análisis de diferencias entre las medias mediante (ANOVA I), para los que resultan estadísticamente diferentes ($p < 0,05$) se realizó una prueba posthoc de Tukey. Para los datos que no cumplen con los supuestos de normalidad y homogeneidad, se utilizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon con una prueba posthoc de Dunn aplicando una corrección de Bonferroni ($p < 0,05$).

2.7 Propuesta de sistema de mejora para la calidad de agua de camaroneras.

Finalmente, para culminar el proyecto se buscará proponer un sistema biológico de mejora de la calidad de agua de para los efluentes de camarón, especificando la biomasa de algas a utilizar para reducir cierta concentración de los compuestos derivado de nitrógeno y fósforo, de la misma manera la cantidad de moluscos a utilizar para estabilizar cierta cantidad de sólidos suspendidos totales, además de la biomasa final producida por ambas especies, al acabar el estudio.

En base a los resultados obtenidos se propondrán densidades de uso para el diseño de un sistema de mejora de la calidad de agua aplicable a efluentes de camaronera.

CAPITULO 3

3. RESULTADOS Y ANALISIS

3.1 Parámetros ambientales

La medición de los parámetros ambientales durante la experimentación se observa en la **Tabla 3**, donde se incluye a la temperatura, y el rango de las concentraciones de los nutrientes y sólidos suspendidos totales iniciales de los efluentes de producción de camarón. Es posible observar que la temperatura, pH y oxígeno disuelto estuvieron dentro de los rangos ideales para las 2 especies de macroalgas *Ulva lactuca* (Shahar & Guttman, 2020), *Chaetomorpha* sp. (Aquilino et al., 2020); la ostra *Magallana gigas* (Ramos et al., 2009) y dentro del rango de tolerancia para *Anadara tuberculosa* (Miranda-Baeza et al., 2009).

Tabla 2. Características del efluente inicial y durante la experimentación.

Parámetro	Rango	Promedio ± DE
Temperatura (°C)	26,99 – 28,21	27,6 ± 0,61
pH	7,7 – 8,1	7,9 ± 0,2
Nitrógeno total (NT)	7,3 - 9,11	8,20 ± 1,27
Fósforo total (PT)	0,3 – 0,61	0,46 ± 0,22
Amonio total (NH ₃ + NH ₄)	0,1 – 0,94	0,52 ± 0,59
Sólidos suspendidos totales (SST)	26,4 – 66,8	46,60 ± 28,56

3.2 Remoción de nutrientes

La medición de la retención de nutrientes para ambas especies de macroalgas (*Ulva lactuca* y *Chaetomorpha* sp.) en sus 3 densidades (D1= 12,5 g / L, D2= 25 g / L y D3= 50 g / L) testeadas fueron medidos inicialmente, a las 24 horas y 48

hora de exposición al agua proveniente de efluentes de camarón, con la intención de identificar el porcentaje de remoción de nutrientes (NT, AN, PT)

3.2.1 *Ulva lactuca*

La concentración de los 3 parámetros medidos (NT, AN y PT) para esta especie se vio reducida al culminar la experimentación, mostrando la capacidad de las macroalgas para la remoción de nutrientes.

Hemos podido observar que la capacidad extractiva de nutrientes de *Ulva lactuca*, cuya concentración inicial para el NT fue de 9,11 mg / L en el caso de la densidad 1 (D1/12,5 g/L) fue de $10,35 \pm 3,35\%$ ($8,17 \pm 0,31$ mg/L) a las 24 horas y removi6 $15,84 \pm 13,63\%$ ($7,67 \pm 1,24$ mg/L) a las 48 horas, no presentando diferencias significativas con la concentración inicial ($p > 0,05$).

La densidad 2 (D2/25 g/L), a las 24 horas de NT obtuvo valores de $7,40 \pm 0,92$ mg/L, removiendo el $18,77 \pm 10,06\%$, mientras que a las 48 horas tuvo un incremento a $10,23 \pm 1,70$ mg/L y en la densidad 3 (D3/ 50 g/L), el NT mostr6 valores de $5,90 \pm 1,08$ mg/L, al cabo de 24 horas, con una remoci6n del $35,23 \pm 11,87\%$, siendo diferente significativamente con la concentración inicial ($p < 0,05$) y se vio un aumento a las 48 horas a $8,13 \pm 0,61$ mg/L, absorbiendo el $10,72 \pm 6,70\%$.

Para PT, en la densidad 1 (D1/12,5 g/L) se obtuvieron $0,10 \pm 0,10$ mg/L, obteniendo un $83,60 \pm 0,00\%$ de absorci6n al cabo de 24 horas y $0,20 \pm 0,10$ mg/L con $67,21 \pm 16,39\%$ de retenci6n al finalizar las 48 horas, ambas siendo diferentes significativamente a la concentración inicial ($p < 0,05$); para la densidad 2 (D2/25 g/L) mostr6 valores a las 24 horas de $0,23 \pm 0,11$ mg/L lo que signific6 un $61,74 \pm 18,92\%$ de remoci6n de PT, sin embargo, al cabo de 48 horas se observ6 un aumento a $0,60 \pm 0,20$ mg/L, alcanzando una absorci6n de $12,02 \pm 19,42\%$; para la densidad 3 (D3/ 50 g/L), se obtuvieron valores de $0,13 \pm 0,10$ mg/L con una remoci6n de $78,14 \pm 9,46\%$ al cabo de 24 horas, mientras que, a las 48 horas, se obtuvo una concentración de $0,43 \pm 0,15$ mg/L con una absorci6n de PT de $28,96,72 \pm 25,04\%$.

Por otro lado, para el amonio total, la densidad 1 (D1/ 12,5 g/L) al cabo de las 24 horas absorbió el $43,26 \pm 6,14$ % llegando la concentración a $0,53 \pm 0,06$ mg/L, a las 48 horas a $0,30 \pm 0,10$ mg/L, removiendo un $68,08 \pm 10,63$ % , donde ambas concentraciones presentaron diferentes significativamente ($p < 0,05$) con la concentración inicial; para de la densidad 2 (D2/ 25 g/L) son se vio reducida la concentración inicial en $89,36 \pm 0,00$ %, a una concentración de $0,10 \pm 0,01$ mg/L a las 24 horas, siendo diferente significativamente a la concentración inicial ($p < 0,05$), mientras que, a las 48 horas, se obtuvo una concentración de $0,37 \pm 0,21$ mg/L, absorbiendo así $60,99 \pm 22,14$ %; por último, para la densidad 3 (D3/ 50 g/L), al cabo de 24 horas, absorbió $89,36 \pm 0,00$ % con una concentración de $0,10 \pm 0,03$ mg/L, y a las 48 horas absorbió tan solo $82,26 \pm 6,14$ % llegando a una concentración de $0,17 \pm 0,06$ mg/L.

Para *Ulva lactuca*, los promedios de las concentraciones a las 24 horas de las 3 densidades tanto de NT, AN y PT, presentaron diferencias significativas con las concentraciones iniciales ($p < 0,05$), mientras que las concentraciones a las 48 horas de las 3 densidades solo presento diferencias significativas con las concentraciones iniciales de AN y PT.

No se observaron diferencias significativas entre las densidades probadas ($p > 0,05$).

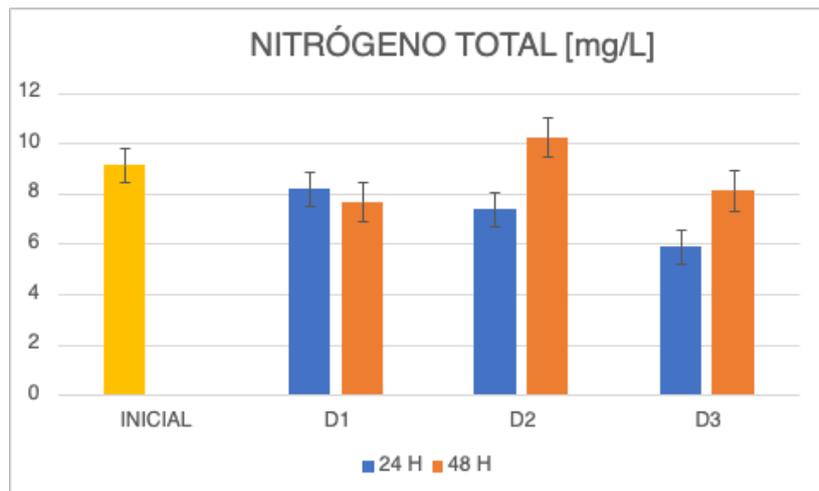


Gráfico 1. Variación de concentración de nitrógeno total en tres tratamientos de *Ulva lactuca* en un período de 24 y 48 horas.

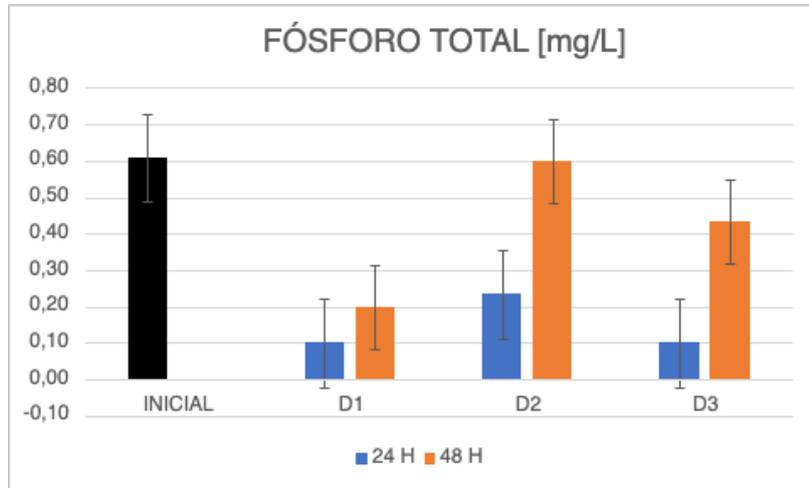


Gráfico 2. Variación de concentración de fosforo total en tres tratamientos de *Ulva lactuca* en un período de 24 y 48 horas.

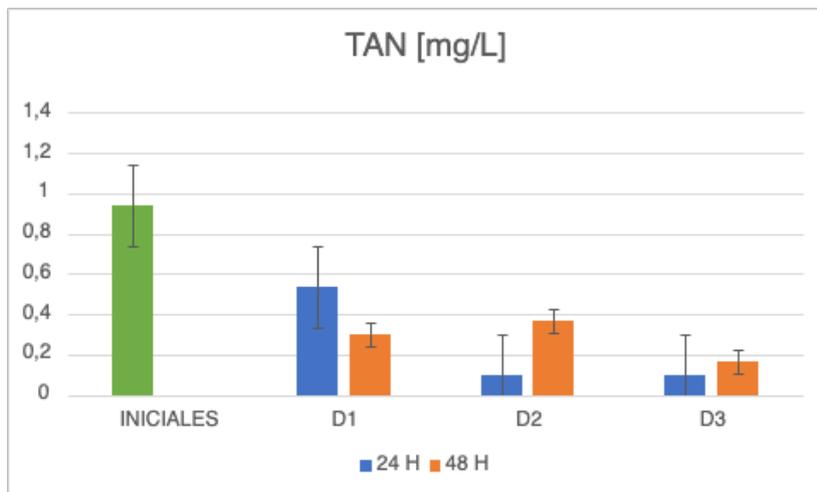


Gráfico 3. Variación de concentración de amonio total en tres tratamientos de *Ulva lactuca* en un período de 24 y 48 horas.

3.2.2 *Chaetomorpha* sp.

En la experimentación para la determinación de la capacidad extractiva de nutrientes de *Chaetomorpha* sp. la concentración inicial nitrógeno total fue de 7,30 mg/L, la de fósforo total fue de 0,30 mg/L, mientras que la de amonio total fue de 0,10 mg/L.

Para la densidad 1 (D1/ 12,5 g/L), la concentración inicial de nitrógeno total tuvo un aumento a $10,80 \pm 0,53$ mg/L a las 24 horas, mientras que a las 48

horas tuvo una pequeña reducción del valor anterior a $10,27 \pm 0,15$ mg/L, ambas siendo diferentes significativamente con respecto a la concentración inicial ($p < 0,05$).

En la densidad 2 (D2 / 25 g/L), la concentración inicial de nitrógeno total tuvo un aumento a $13,43 \pm 1,29$ mg/L al cabo de 24 horas, mientras que a las 48 horas tuvo una concentración de $12,73 \pm 0,99$ mg/L, donde ambas son diferentes significativamente en relación a la concentración inicial ($p < 0,05$). Por último, en la densidad 3 (D3/ 50 g/L), el nitrógeno total tuvo un gran aumento a $15,03 \pm 1,18$ mg/L, al cabo de 24 horas, y se obtuvo una concentración a las 48 horas de $13,67 \pm 0,06$ mg/L, donde ambas concentraciones fueron diferentes significativamente en relación a la concentración inicial ($p < 0,05$);

Para el fósforo total, la densidad 1 (D1/ 12,5 g/L), al cabo de las 24 horas se obtuvo un ligero incremento a $0,37 \pm 0,05$ mg/L, a las 48 horas de la misma forma, al cabo de 48 horas tuvo otro incremento a $0,43 \pm 0,06$ mg/L, donde ambas concentraciones no presentaron diferencias significativas con respecto a la concentración inicial ($p > 0,05$).

Para la densidad 2 (D2 / 25 g/L), se obtuvo una concentración de $0,53 \pm 0,06$ mg/L, y se mantuvo en $0,53 \pm 0,06$ mg/L al cabo de 48 horas, donde ninguna de las 2 concentraciones son diferentes significativamente en relación a la concentración inicial de PT ($p > 0,05$); mientras que para la densidad 3 (D3/ 50 g/L) se obtuvo un incremento llegando a $0,90 \pm 0,30$ mg/L a las 24 horas, mientras que al cabo de 48 horas existió un aumento a $0,83 \pm 0,20$ mg/L, donde no existen diferencias significativas entre sí ($p > 0,05$), sin embargo, si son diferentes significativamente con la concentración inicial ($p < 0,05$).

Para el amonio total (AN), la densidad 1 (D1/ 12,5 g/L), la concentración tuvo un gran aumento a $1,13 \pm 0,06$ mg/L a las 24 horas, mientras que al cabo de

48 horas tuvo una concentración de $1,07 \pm 0,06$ mg/L, donde ambas son diferentes significativamente en relación a la concentración inicial ($p < 0,05$).

En la densidad 2 (D2/ 25 g/L), la concentración se incrementó a $1,73 \pm 0,06$ mg/L a las 24 horas y al cabo de 48 horas la concentración fue de $1,47 \pm 0,06$ mg/L, donde ambas concentraciones de AN presentaron diferencias significativas con la concentración inicial y entre sí ($p < 0,05$).

En la densidad 3 (D3/ 50 g/L), donde para el amonio total se obtuvo un gran aumento llegando la concentración a $2,10 \pm 0,17$ mg/L a las 24 horas, mientras que a las 48 horas se tuvo una concentración parecida de $2,10 \pm 0,10$ mg/L, donde ambas concentraciones son diferentes significativamente con la concentración inicial ($p < 0,05$).

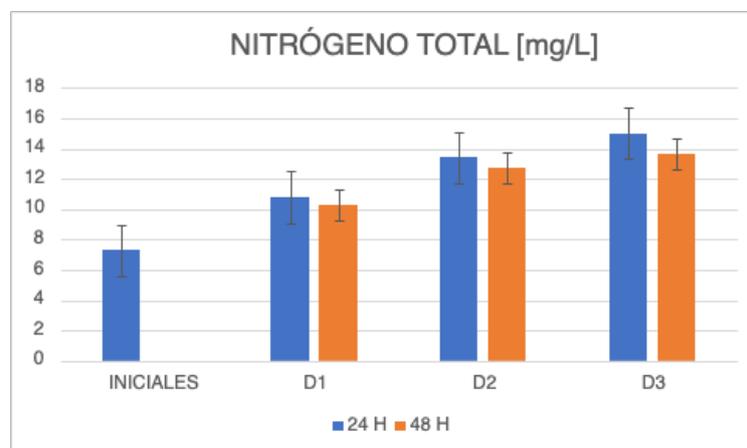


Gráfico 4. Variación de concentración de nitrógeno total en tres tratamientos de *Chaetomorpha* sp. en un periodo de 24 y 48 horas.

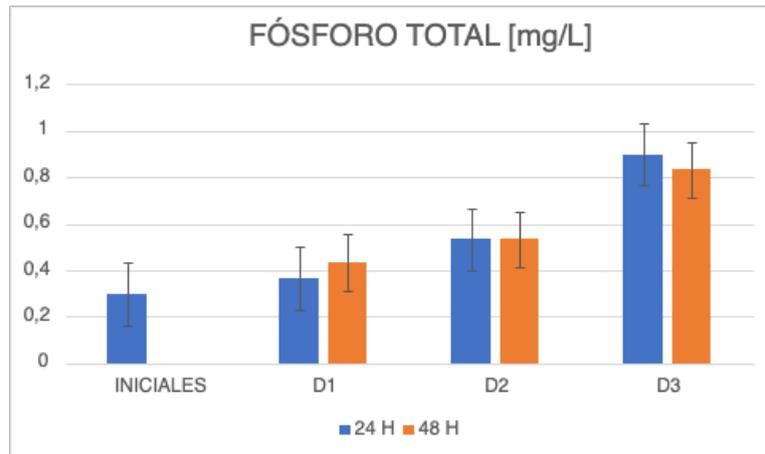


Gráfico 5. Variación de concentración de fósforo total en tres tratamientos de *Chaetomorpha* sp. en un periodo de 24 y 48 horas.

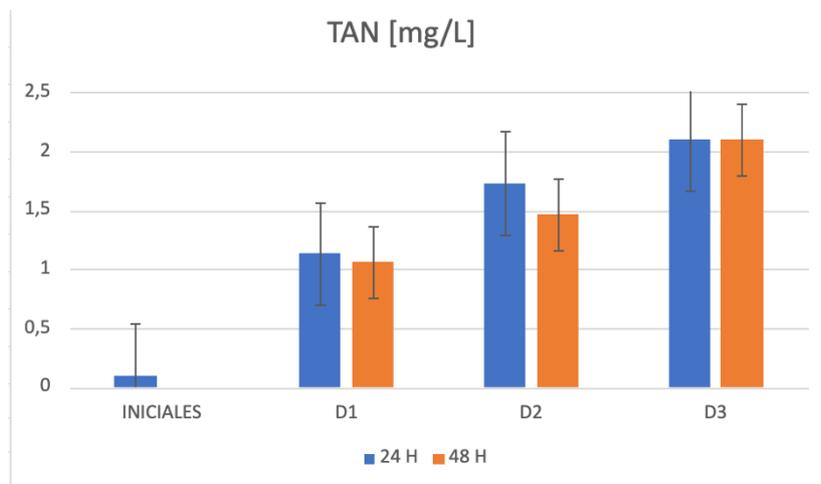


Gráfico 6. Variación de concentración de amonio total en tres tratamientos de *Chaetomorpha* sp. en un periodo de 24 y 48 horas.

3.3 Remoción de solidos suspendidos totales

Las dos especies de moluscos bivalvos testeadas en sus 3 densidades (D1= 0,20 org/L, D2= 0,40 org/L y D3= 1,2 org/L)

3.3.1 *Anadara tuberculosa*

Los resultados observados en este estudio muestran que la capacidad de remoción de sólidos suspendidos totales de *Anadara tuberculosa*, la concentración inicial de SST fue de 26,4 mg/L.

Para la densidad 1 (D1/0,20 org/L) se vio una reducción a $26,27 \pm 1,22$ mg/L a las 24 horas con tan solo $2,02 \pm 2,31\%$ de remoción, donde no presentó diferencias significativas con la concentración inicial ($p > 0,05$), mientras que a las 48 horas tuvo mayor reducción, obteniendo una concentración final de $12,13 \pm 0,92$ mg/L, removiendo el $54,04 \pm 3,49\%$ y presentó diferencias significativas con respecto a la concentración inicial de SST ($p < 0,05$).

La densidad 2 (D2/0,40 org/L) de la concha prieta presento una reducción de $9,59 \pm 11,76\%$ a las 24 horas de la concentración inicial de SST a $24,13 \pm 3,45$ mg/L, sin embargo, no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$), y a las 48 horas se redujo aún más a $10,00 \pm 1,06$ mg/L, con un porcentaje de remoción del $62,12 \pm 4,00\%$, la cual si es diferente significativamente con respecto a la concentración inicial de SST ($p < 0,05$).

Por otro lado, la densidad 3 (D3/1,20 org/L), redujo a $25,87 \pm 7,64$ mg/L al cabo de 24 horas con un porcentaje de remoción del $11,61 \pm 20,11\%$, no presentando diferencias significativas con la concentración inicial ($p > 0,05$), mientras que, al cabo de 48 horas, se removió el $48,48 \pm 8,43\%$ de la concentración inicial llegando a $13,60 \pm 2,23$ mg/L, donde si hubo diferencias significativas con la concentración inicial de SST ($p < 0,05$).

Los promedios de concentraciones de las 3 densidades a las 24 horas no presentaron diferencias significativas con la concentración inicial ($p > 0,05$), lo contrario a lo que ocurre con el promedio de las 3 densidades a las 48 horas que si es diferente significativamente con la concentración inicial de SST ($p < 0,05$).

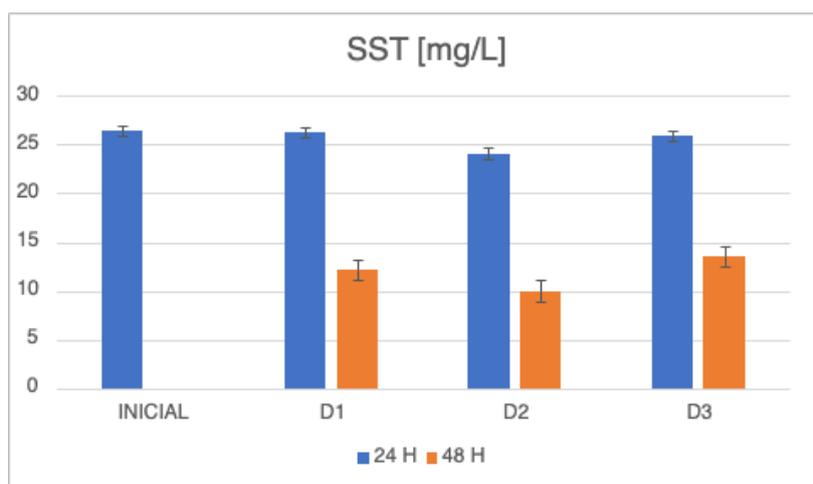


Gráfico 7. Variación de concentración de sólidos suspendidos totales en tres tratamientos de *Anadara tuberculosa* en un período de 24 y 48 horas.

3.3.2 *Magallana gigas*

En la experimentación para determinar la capacidad de retención de sólidos suspendidos totales de la ostra del pacífico, la concentración inicial de SST fue de 66,8 mg/L.

Para la densidad 1 (D1/0,20 org/L), se obtuvo una concentración de 46,20 ± 18,38 mg/L al cabo de 24 horas, reduciendo la concentración inicial al 30,83 ± 27,52% y se observó una reducción del 74,15 ± 4,64% de la concentración inicial a 17,26 ± 3,10 mg/L a las 48 horas, siendo diferentes significativamente entre sí ($p < 0,05$), y solo la concentración a las 48 horas presentó diferencias significativas con la concentración inicial ($p < 0,05$).

Para la densidad 2 (D2/0,40 org/L), se redujo el 13,57 ± 22,01% de la concentración inicial a 58,00 ± 13,31 mg/L al culminar las 24 horas, y se disminuyó aún más a las 48 horas siendo diferente significativamente ($p < 0,05$), llegando a 23,06 ± 3,84 mg/L, con porcentaje de remoción del 65,46 ± 5,75%.

Por último, la densidad 3 (D3/1,20 org/L), fue capaz de disminuir la concentración inicial a 36,00 ± 14,70 mg/L, removiendo el 46,10 ± 22,01% de la concentración inicial a las 24 horas y el 68,86 ± 5,32% a las 48 horas, donde presenta diferencias significativas ($p < 0,05$) llegando a 20,80 ± 3,55 mg/L.

Cabe destacar, que el promedio de las concentraciones de SST de las 3 densidades a las 24 horas fue diferente significativamente ($p < 0,05$) con respecto la concentración inicial, de la misma forma que a las 48 horas, donde el promedio de las concentraciones de SST de las 3 densidades fue diferente significativamente ($p < 0,05$) con respecto a la concentración inicial y al promedio de las concentraciones de SST a las 24 horas.

Los resultados obtenidos, refleja que el promedio de la concentración de SST a las 24 y 48 son significativamente diferentes ($p < 0,05$) con la concentración inicial. En cuanto, al promedio de concentraciones de SST por densidades no existieron diferencias significativas entre sí ($p > 0,05$),

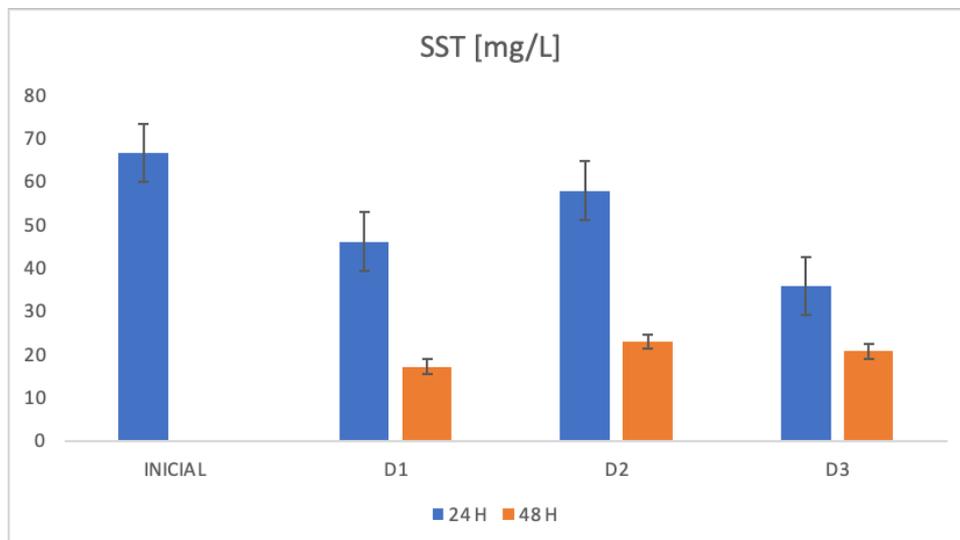


Gráfico 8. Variación de concentración de sólidos suspendidos totales en tres tratamientos de *Magallana gigas* en un periodo de 24 y 48 horas.

3.4 Discusión de resultados

En general, los parámetros físicos y químicos del agua en ambas fases del tratamiento se mantuvieron estables (Temperatura $27,6 \pm 0,61$ °C y pH $7,9 \pm 0,2$) y el oxígeno disuelto se mantuvo a saturación (más de 7mg/L), por lo que no tuvieron influencia alguna en los resultados obtenidos.

Se ha demostrado en varios estudios, la gran capacidad extractiva de nutrientes por parte de las macroalgas, en un estudio de la Universidad Federal de Santa Catarina

(UFSC), se logró una remoción de amonio del 49,6% con *Ulva fasciata* a una densidad de 250 g/15L en 6 horas de experimentación.

Estudios realizados por (Li et al., 2016) en *Ulva prolifera* demostró que en 72 horas extrae el 97% de amonio y 52% de fósforo total, valor muy cercano al $89,36 \pm 0,00\%$ de amonio total que absorbió la densidad 2 y 3 a las 24 horas y $83,60 \pm 0,00\%$ del fósforo total en la densidad 1 y 3 a las 24 horas obtenido con *Ulva lactuca*.

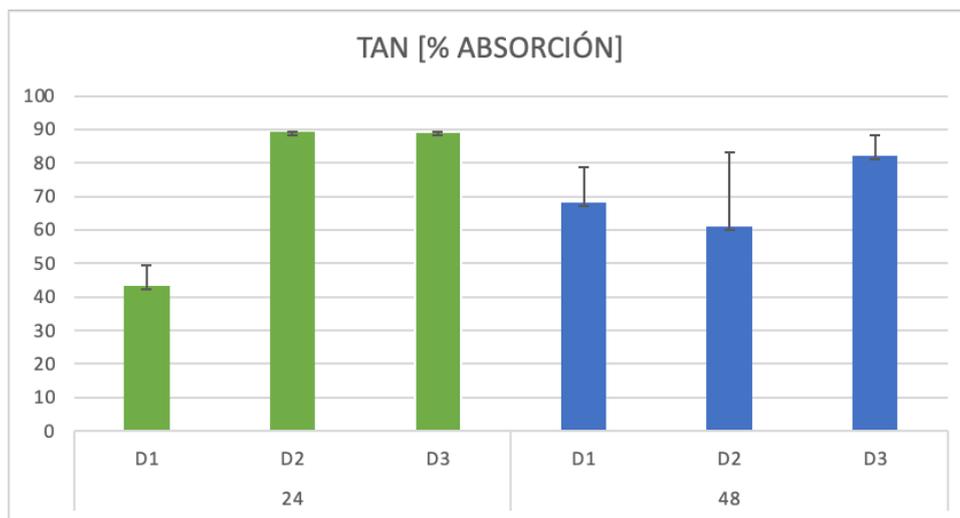


Gráfico 9. Valores de porcentaje de absorción de amonio total tres tratamientos de *Ulva lactuca* en un período de 24 y 48 horas.

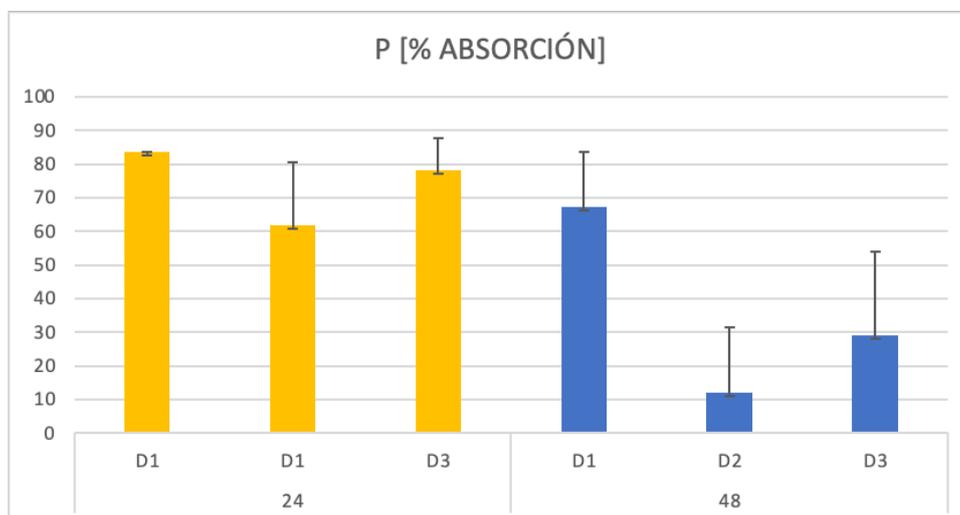


Gráfico 10. Valores de porcentaje de absorción de fósforo total tres tratamientos de *Ulva lactuca* en un período de 24 y 48 horas.

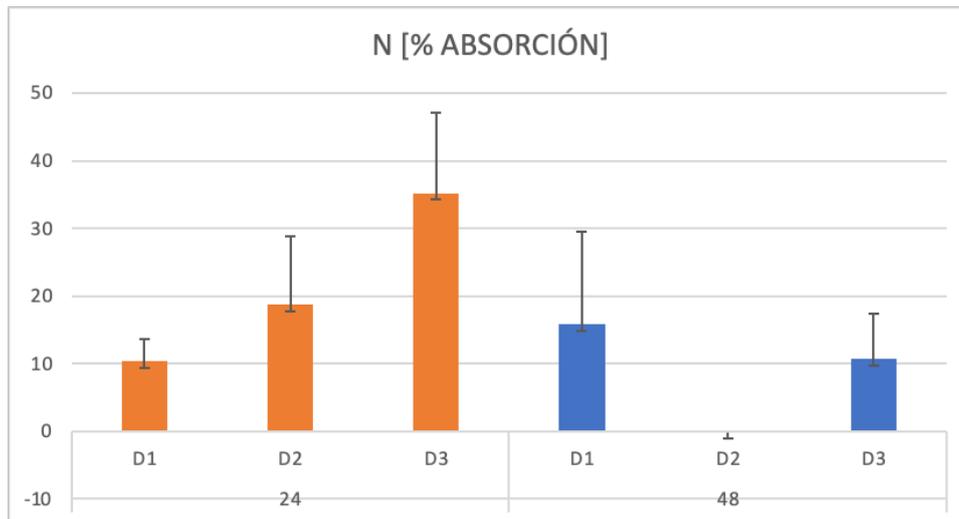


Gráfico 11. Valores de porcentaje de absorción de nitrógeno total tres tratamientos de *Ulva lactuca* en un período de 24 y 48 horas.

En *Chaetomorpha* sp. los porcentajes de absorción no aumentaron como es debido. Según (Li et al., 2016) esto se debe a que bacterias presentes en el alga usaron el nitrógeno y fósforo para sus funciones vitales desechando en el agua ambos nutrientes en otras formas de compuestos. Además, estudios de (Krause-Jensen et al., 1999) y (McGlathery et al., 1997) en *Chaetomorpha linum* reveló que, en las últimas etapas de crecimiento, cuando no hay crecimiento neto y la capa está saturada de nutrientes, ya no necesita demasiado de los nutrientes, sino que los filtra a la columna de agua, especialmente durante la noche.

En un estudio realizado en la Universidad de Santa Catarina, se determinó que la ostra *C. rhizophorae* pudo remover los sólidos suspendidos totales en un 65,9% en un tiempo de 6 horas con densidades de 0,75 org/L, en comparación a *Magallana gigas*, la cual removió el $74,15 \pm 4,64\%$ de los SST iniciales, al cabo de 48 horas, en la densidad 1; mientras que *Anadara tuberculosa* tuvo una reducción del $62,12 \pm 4,00\%$ de los SST iniciales en la densidad 1 al cabo de 48 horas.

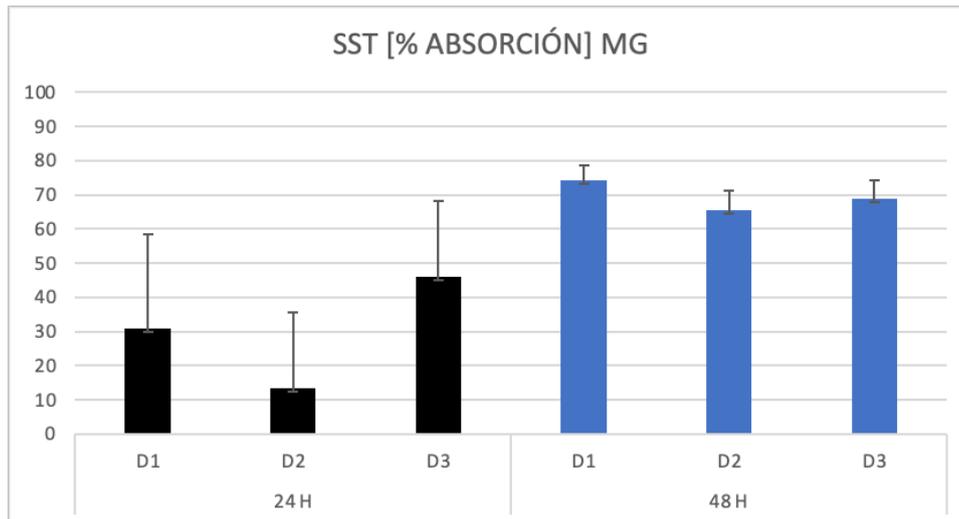


Gráfico 12. Valores de porcentaje de absorción de solidos suspendidos totales en tres tratamientos de *Magallana gigas* en un período de 24 y 48 horas.

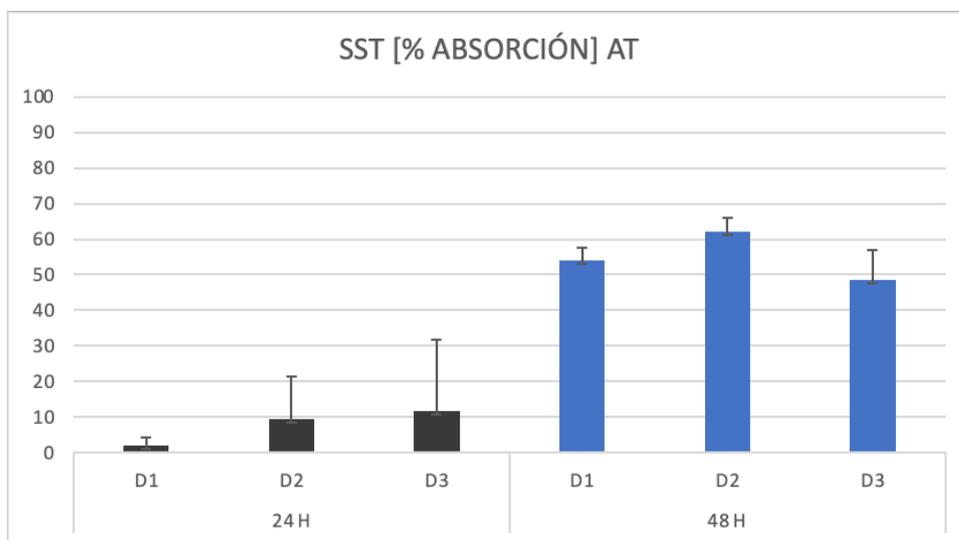


Gráfico 13. Valores de porcentaje de absorción de solidos suspendidos totales en tres tratamientos de *Anadara tuberculosa* en un período de 24 y 48 horas.

3.5 Propuesta de sistema de tratamiento

Para el sistema de tratamiento se usará el sistema de cultivo de redes tejidas para macroalgas tomado de (FAO, 1988) Donde se sembrará en base a D2 (25 gr/L) la macroalga *Ulva lactuca*. Estos sistemas soportan entre 1 a 2 toneladas de biomasa.

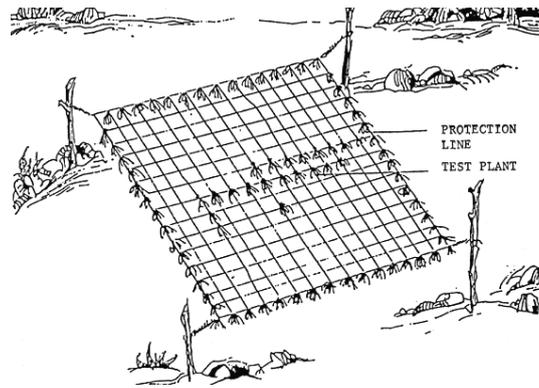


Ilustración 7. Sistema de redes tejidas.

Los moluscos, *Anadara tuberculosa*, serán cultivados en sistemas de almohadas a una densidad de 0.40 org/L. Con este sistema se puede manejar densidades de 100.000 hasta 300.000 animales por unidad.

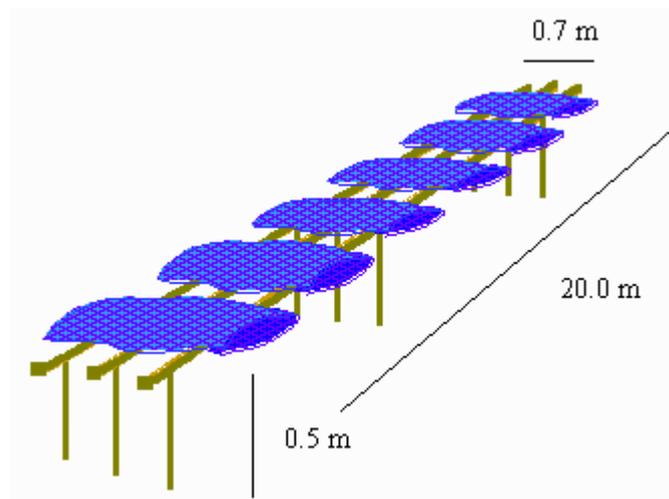


Ilustración 8. Sistema de almohadas. Tomado de: (CENAIM, 2000)

CAPITULO 4

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 Conclusiones

- La capacidad de retención de SST de *Anadara tuberculosa* fue demostrada donde hubo mayor reducción a las 48 horas, específicamente en (54,04 ± 3,50%, 62,12 ± 4,00% y 48,48 ± 8,43%) en D1, D2 y D3 respectivamente, presentando diferencias significativas con la concentración inicial ($p < 0,05$), pero no siendo diferentes significativamente entre si ($p > 0,05$).
- La capacidad de retención de SST de *Magallana gigas* fue muy alta a las 48 horas, donde absorbió el (74,15 ± 4,64%, 65,47 ± 5,75% y 68,86 ± 5,32%) en D1, D2 y D3 respectivamente, presentando diferencias significativas con la concentración inicial ($p < 0,05$), pero no siendo diferentes significativamente entre si ($p > 0,05$).
- Para el amonio total, D2 y D3 de *Ulva lactuca* presentaron una absorción del 89,36 ± 0,00% a las 24 horas, ambas presentando diferencias significativas con la concentración inicial, siendo la mejor opción para la reducción de amonio total.
- En nitrógeno total, la mejor opción de *Ulva lactuca* fue D3 a las 24 horas, la cual redujo en 35,24 ± 11,87% y presentó diferencias significativas con respecto a la concentración inicial de NT.
- El fósforo total, tuvo una mayor absorción por parte de *Ulva lactuca* en las 3 densidades a las 24 horas, en comparación a las 48 horas, las cuales redujeron en (83,6 ± 0,00 %, 61,74 ± 19,92% y 78,14 ± 9,46%) respectivamente en D1, D2 y D3, donde presentaron diferencias significativas con respecto a la concentración inicial de FT ($p < 0,05$).
- En general *Ulva lactuca* obtuvo mejores porcentajes de extracción de los 3 nutrientes NT, AN y PT a las 24 horas.

- *Chaetomorpha sp* no presento porcentajes de absorción en ninguno de los 3 nutrientes (NT, AN y PT), se concluyó que fue debido a las bacterias presentes dentro del alga, las cuales usaron el nitrógeno y fósforo para sus funciones vitales, posteriormente generando desechos de estos compuestos químicos.
- Para la propuesta de sistema biológico, se utilizará la densidad 2 (D2/ 25g/L) de *Ulva lactuca* ya que tuvo mejor remoción para PT, NT y ANI a las 24 horas, mientras que, para la retención de sólidos suspendidos totales, se escogerá la (D2/ 0,40 org/L) de concha prieta *Anadara tuberculosa* a las 48 horas, por tener mayor rango de tolerancia a salinidad y temperatura, como también, al ser una especie nativa del Ecuador, con el fin de promover la diversificación.

4.2 Recomendaciones

- Las heces y pseudoheces producidas por los moluscos deben ser removidos con mucho cuidado, ya que son extremadamente frágiles, y pueden romperse fácilmente en pequeñas partículas que puedan modificar la eliminación de sólidos suspendidos totales del sistema.
- Pasar las macroalgas por un proceso de lavado con agua dulce con el fin de eliminar organismos no deseados y suciedad acumulada que pueda interferir en sus funciones vitales.
- Aclimatar las algas durante un día al agua de los efluentes de las camaroneras para evitar mortalidades por estrés.
- Realizar pesaje y medición de los moluscos y macroalgas para asegurar la homogeneidad de las muestras.
- Probar el sistema en afluentes y efluentes o en piscinas camaroneras.
- Tomar muestras de agua antes y después de la cosecha para ajustar la densidad de siembra en los sistemas de cultivo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Abbasi Moud, A. (2022). Polymer based flocculants: Review of water purification applications. *Journal of Water Process Engineering*, 48, 102938. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102938>
- [2] Aquilino, F., Paradiso, A., Trani, R., Longo, C., Pierri, C., Corriero, G., & de Pinto, M. C. (2020). Chaetomorpha linum in the bioremediation of aquaculture wastewater: Optimization of nutrient removal efficiency at the laboratory scale. *Aquaculture*, 523, 735133. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735133>
- [3] Baird, R. B., Rice, E. W., & Posavec, S. (2017). INORGANIC NONMETALLIC CONSTITUENTS. En A. P. Association., Standard methods for the examination of water and wastewater (23 ed., págs. 4–114–4–170). Washington DC. Recuperado el 23 de Noviembre de 2022
- [4] Banco Central del Ecuador. (2022). *Informe de la evolución de la economía ecuatoriana en 2021 y perspectiva 2022*. Banco Central del Ecuador, Subgerencia de Programación y Regulación, Quito.
- [5] Biswas, G., Kumar, P., Ghoshal, T. K., Kailasam, M., De, D., Bera, A., Mandal, B., Sukumaran, K., & Vijayan, K. K. (2020). Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) outperforms conventional polyculture with respect to environmental remediation, productivity and economic return in brackishwater ponds. *Aquaculture*, 516, 734626. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734626>
- [6] Blacio, E., & Noboa, R. (2002). *Diversificación: Propuesta de Selección de Peces y Moluscos con potencial de cultivo*.
- [7] Boyd, C. E. (2000). *Consideraciones sobre la calidad del agua y del suelo en cultivos de camarón*, 30.
- [8] Bull, E. G., Cunha, C. de L. da N., & Scudelari, A. C. (2021). Water quality impact from shrimp farming effluents in a tropical estuary. *Water Science and Technology*, 83(1), 123–136. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.559>
- [9] CENAIM. (2000). MOLUSCOS.

<http://www.cenaim.espol.edu.ec/cenaim/?q=moluscos>

- [10] Concha, K., & Ladines, J. (2019). *Diseño de un protocolo de remediación de efluentes en cultivos semi intensivos de camarón blanco Penaeus vannamei.*, 1-2. Guayaquil, Ecuador.
- [11] Czechowski, F., & Marcinkowski, T. (2006). Sewage sludge stabilisation with calcium hydroxide: Effect on physicochemical properties and molecular composition. *Water Research*, 40(9), 1895–1905. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.023>
- [12] Domingues, A., Rosa, I. C., Pinto da Costa, J., Rocha-Santos, T. A. P., Gonçalves, F. J. M., Pereira, R., & Pereira, J. L. (2020). Potential of the bivalve *Corbicula fluminea* for the remediation of olive oil wastewaters. *Journal of Cleaner Production*, 252. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119773>
- [13] FAO. (2001). FAO. Recuperado el 16 de Noviembre de 2022, de Aquaculture Development Trends in: <https://www.fao.org/3/AB412E/ab412e20.htm>
- [14] FAO. (1998). MANUAL ON SEAWEED FARMING. <https://www.fao.org/3/ac416e/ac416e00.htm>
- [15] Hawkins, A. J. S., Bayne, B. L., Bougrier, S., Héral, M., Iglesias, J. I. P., Navarro, E., Smith, R. F. M., & Urrutia, M. B. (1998). Some general relationships in comparing the feeding physiology of suspension-feeding bivalve molluscs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 219(1–2), 87–103. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00176-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00176-7)
- [16] Krause-Jensen, D., Christensen, P. B., Rysgaard, S., & Rysgaard, S. (1999). Oxygen and Nutrient Dynamics within Mats of the Filamentous Macroalga *Chaetomorpha linum*. *Estuaries*, 22(1), 31. <https://doi.org/10.2307/1352924>

- [17] Li-hong, C., Rong-lian, X., Ai-li, J., Ya-nan, Y., & Ge-fei, Z. (2020). Effects of nitrogen source and N/P on growth and photosynthesis in the invasive marine macroalga *Chaetomorpha valida*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(19), 24272–24283. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08827-9>
- [18] Li, H., Zhang, Y., Han, X., Shi, X., Rivkin, R. B., & Legendre, L. (2016). Growth responses of *Ulva prolifera* to inorganic and organic nutrients: Implications for macroalgal blooms in the southern Yellow Sea, China. *Scientific Reports*, 6(1), 26498. <https://doi.org/10.1038/srep26498>
- [19] Marín Solórzano, H. (2 de Julio de 2009). *Descripción y análisis de impactos ambientales típicos relacionados a la actividad de producción acuícola en el Ecuador*, 17
- [20] McGlathery, K. J., Krause-Jensen, D., Rysgaard, S., & Christensen, P. B. (1997). Patterns of ammonium uptake within dense mats of the filamentous macroalga *Chaetomorpha linum*. *Aquatic Botany*, 59(1–2), 99–115. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00026-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00026-0)
- [21] Miranda-Baeza, A., Voltolina, D., Fierro, G., López, I., & Sandoval, I. (2009). Removal of suspended solids from the effluents of a shrimp farm by the Blood Ark *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833). *Hidrobiológica: [Revista Del Departamento de Hidrobiología]*, 19, 173–176.
- [22] Nieves-Soto, M., Enriquez-Ocaña, F., Piña-Valdez, P., Maeda-Martínez, A. N., Almodóvar-Cebreros, J. R., & Acosta-Salmón, H. (2011). Is the mangrove cockle *Anadara tuberculosa* a candidate for effluent bioremediation? Energy budgets under combined conditions of temperature and salinity. *Aquaculture*, 318(3–4), 434–438. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.05.041>
- [23] Ninawe, A., & Selvin, J. (2009). Probiotics in shrimp aquaculture: Avenues and challenges. *Critical Reviews in Microbiology*, 35, 43–66. <https://doi.org/10.1080/10408410802667202>
- [24] Nissar, S., Bakhtiyar, Y., Arafat, M. Y., Andrabi, S., Mir, Z. A., Khan, N. A., & Langer, S. (2023). The evolution of integrated multi-trophic aquaculture in context of its design and components paving way to valorization via optimization and diversification. *Aquaculture*, 565, 739074. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.739074>
- [25] ONU. (18 de Noviembre de 2020). *¿Cómo puede contribuir la acuicultura a acabar con el hambre?* Recuperado el 16 de Noviembre de 2022, de Noticias ONU: <https://news.un.org/es/story/2020/11/1484232>
- [26] Poto, M. P., & Morel, M. D. (2021). Suggesting an Extensive Interpretation of the Concept of Novelty That Looks at the Bio-Cultural Dimension of Food. *Sustainability*, 13(9), 5065. <https://doi.org/10.3390/su13095065>
- [27] Ramos, R., Vinatea, L., Seiffert, W., Beltrame, E., Silva, J. S., & Costa, R. H. R. da. (2009). Treatment of shrimp effluent by sedimentation and oyster filtration using *Crassostrea gigas* and *C. rhizophorae*. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(3), 775–783. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132009000300030>
- [28] Shahar, B., & Guttman, L. (2020). An integrated, two-step biofiltration system with *Ulva fasciata* for sequenced removal of ammonia and nitrate in mariculture effluents. *Algal Research*, 52, 102120. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102120>
- [29] Tilley, E. (2022, November 15). *Sedimentador*. Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento.

ANEXOS

Tabla de costos de propuesta

MATERIALES	CANTIDAD	PRECIO	SUBTOTAL
TANQUES CIRCULARES 2m diametro	1	800	800
ROLLO DE MALLA 20mm	1	32	32
BOYAS	10	11	110
PIOLA GRUESA O CABO	1	250	250
ESTACAS DE PAMBIL 3,5 m	50	3,5	175
MACROALGAS [Kg]	3500	0,5	1750
MOLUSCOS (semillas)	112000	0,01	1120
		TOTAL	4237

Resultados de *Anadara tuberculosa*

Factor	Niveles	SST [mg/L] (Promedio ± D.E)
	Inicial	26,40 ± 0,00 ^b
Horas	24h	25,42 ± 4,35 ^b
	48h	11,91 ± 2,05 ^a

Factor	Niveles	SST [mg/L] (Promedio ± D.E)
Densidad	D1	21,60 ± 7,14 ^a
	D2	20,18 ± 7,90 ^a
	D3	21,96 ± 7,43 ^a

Factor	Niveles	SST [mg/L] (Promedio ± D.E)
Hora inicial	Inicial	26,40 ± 0,00 ^b
24 horas	D1	26,27 ± 1,22 ^b
	D2	24,13 ± 3,45 ^b
	D3	25,87 ± 7,64 ^b
48 horas	D1	12,13 ± 0,92 ^a
	D2	10,00 ± 1,06 ^a
	D3	13,60 ± 2,22 ^a

Resultados de *Magallana gigas*

Factor	Niveles	SST [mg/L] (Promedio± D.E)
Horas	0H	66,80± 0,00 ^c
	24h	46,74 ± 11,00 ^b
	48h	20,38 ± 3,96 ^a

Factor	Niveles	SST [mg/L] (Promedio± D.E)
Densidad	D1	31,73 ± 28,31 ^a
	D2	40,53 ± 21,04 ^a
	D3	28,40 ± 12,68 ^a

Factor	Niveles	SST [mg/L] (Promedio± D.E)
Hora inicial	D1	66.80 ± 0,00 ^b
	D2	
	D3	
24 horas	D1	46,2 ± 18,38 ^b
	D2	58.0 ± 13.31 ^b
	D3	36.0 ± 14.70 ^{ab}
48 horas	D1	17.26 ± 3.10 ^a
	D2	23.06 ± 3.84 ^a
	D3	20.80 ± 3.55 ^a

Resultados de *Ulva lactuca*

Factor	Niveles	TAN [mg/L] (Promedio± D.E)	Nitrógeno total [mg/L] (Promedio± D.E)	Fosforo Total [mg/L] (Promedio± D.E)
	0h	0.94± 0,00 ^b	9.11 ± 0.00 ^b	0.61 ± 0.00 ^c
Horas	24h	0.24± 0.22 ^a	7.16 ± 1.23 ^a	0.14 ± 0.10 ^a
	48h	0.28± 0.15 ^a	8.68 ± 1.61 ^b	0.41 ± 0.22 ^b

Factor	Niveles	TAN [mg/L] (Promedio± D.E)	Nitrógeno total [mg/L] (Promedio± D.E)	Fosforo Total [mg/L] (Promedio± D.E)
Densidad	D1	0.59± 0.29 ^b	8.31 ± 0.90 ^{ab}	0.30 ± 0.24 ^a
	D2	0.47 ± 0.39 ^a	8.91 ± 1.57 ^b	0.48 ± 0.22 ^b
	D3	0.40 ± 0.40 ^a	7.71 ± 1.55 ^a	0.38 ± 0.24 ^{ab}

Factor	Niveles	TAN [mg/L] (Promedio± D.E)	Nitrógeno total [mg/L] (Promedio± D.E)	Fosforo Total [mg/L] (Promedio± D.E)
Hora inicial	D1	0.94 ± 0,00 ^d	9.11 ± 0.00 ^{bc}	0.61 ± 0.00 ^c
	D2	0.94 ± 0,00 ^d	9.11 ± 0.00 ^{bc}	0.61 ± 0.00 ^c
	D3	0.94 ± 0,00 ^d	9.11 ± 0.00 ^{bc}	0.61 ± 0.00 ^c
24 horas	D1	0.53 ± 0.06 ^c	8.17 ± 0.31 ^{abc}	0.10 ± 0.00 ^a
	D2	0.10 ± 0.00 ^a	7.40 ± 0.92 ^{ab}	0.23 ± 0.11 ^{ab}
	D3	0.10 ± 0.00 ^a	5.90 ± 1.08 ^a	0.13 ± 0.10 ^{ab}
48 horas	D1	0.30 ± 0.10 ^{abc}	7.67 ± 1.24 ^{ab}	0.20 ± 0.10 ^{ab}
	D2	0.37 ± 0.21 ^{bc}	10.23 ± 1.70 ^c	0.60 ± 0.20 ^c
	D3	0.17 ± 0.06 ^{ab}	8.13 ± 0.61 ^{abc}	0.43 ± 0,15 ^{bc}

Resultados de *Chaetomorpha* sp.

Factor	Niveles	TAN [mg/L] (Promedio± D.E)	Nitrógeno total [mg/L] (Promedio± D.E)	Fosforo Total [mg/L] (Promedio± D.E)
Horas	Inicial	0.10± 0,00 ^a	7.30 ± 0.00 ^a	0.30 ± 0.00 ^a
	24h	1.66± 0.43 ^c	13.09 ± 2.06 ^c	0.60 ± 0.28 ^b
	48h	1.54± 0.46 ^b	12.22 ± 1.60 ^b	0.60 ± 0.21 ^b

Factor	Niveles	TAN [mg/L] (Promedio± D.E)	Nitrógeno total [mg/L]	Fosforo Total [mg/L]
--------	---------	-------------------------------	---------------------------	-------------------------

			(Promedio± D.E)	(Promedio± D.E)
Densidad	D1	0.77± 0.50 ^a	9.46 ± 1.67 ^a	0.37 ± 0.07 ^a
	D2	1.10 ± 0.76 ^b	11.16 ± 3.02 ^b	0.45 ± 0.12 ^a
	D3	1.43 ± 1.00 ^c	12.00 ± 3.62 ^c	0.68 ± 0.34 ^b

Factor	Niveles	TAN [mg/L] (Promedio± D.E)	Nitrógeno total [mg/L] (Promedio± D.E)	Fosforo Total [mg/L] (Promedio± D.E)
Hora inicial	D1	0.10 ± 0,00 ^a	7.30 ± 0.00 ^a	0.30 ± 0.00 ^a
	D2	0.10 ± 0,00 ^a	7.30 ± 0.00 ^a	0.30 ± 0.00 ^a
	D3	0.10 ± 0,00 ^a	7.30 ± 0.00 ^a	0.30 ± 0.00 ^a
24 horas	D1	1.13 ± 0.06 ^b	10.80 ± 0.53 ^{bc}	0.37 ± 0.06 ^a
	D2	1.73 ± 0.06 ^d	13.43 ± 1.29 ^{de}	0.53 ± 0.06 ^{ab}
	D3	2.10 ± 0.17 ^e	15.03 ± 1.18 ^e	0.90 ± 0.30 ^c
48 horas	D1	1.07 ± 0.06 ^b	10.27 ± 0.15 ^b	0.43 ± 0.06 ^a
	D2	1.47 ± 0.06 ^c	12.73 ± 0.99 ^{cd}	0.53 ± 0.06 ^{ab}
	D3	2.10 ± 0.10 ^e	13.67 ± 0.06 ^{de}	0.83 ± 0.21 ^{bc}