

Universidad Autónoma de Sinaloa
Colegio en Ciencias Agropecuarias
Doctorado en Ciencias Agropecuarias
(Facultad de Ciencias del Mar)



TESIS:

*“Dinámica y carga ambiental de iones mayoritarios y oligoelementos en un sistema experimental acuapónico de camarón (*Penaeus vannamei*) y hortalizas con aguas de baja salinidad”*

**Que para obtener el grado de
Doctor en Ciencias Agropecuarias**

PRESENTA:

JESÚS ARMANDO LEÓN CAÑEDO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. TOMÁS DÍAZ VALDÉS

CO-DIRECTOR DE TESIS:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

Culiacán, Sinaloa, México; a 17 de Enero de 2019

Universidad Autónoma de Sinaloa
Colegio en Ciencias Agropecuarias
Doctorado en Ciencias Agropecuarias
(Facultad de Ciencias del Mar)



TESIS:

*“Dinámica y carga ambiental de iones mayoritarios y oligoelementos en un sistema experimental acuapónico de camarón (*Penaeus vannamei*) y hortalizas con aguas de baja salinidad”*

**Que para obtener el grado de
Doctor en Ciencias Agropecuarias**

PRESENTA:

JESÚS ARMANDO LEÓN CAÑEDO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. TOMÁS DÍAZ VALDÉS

CO-DIRECTOR DE TESIS:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

ASESORES:

GUSTAVO ALEJANDRO RODRÍGUEZ MONTES DE OCA

LEOPOLDO PARTIDA RUVALCABA

JOSÉ ÁNGEL MARTÍNEZ GALLARDO

Culiacán, Sinaloa, México; a 17 de Enero de 2019

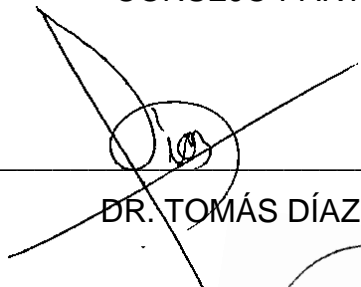
ACTA DE APROBACIÓN

ESTA TESIS FUE REALIZADA POR **JESÚS ARMANDO LEÓN CAÑEDO**, BAJO LA DIRECCIÓN DEL CONSEJO PARTICULAR QUE SE INDICA, Y HA SIDO APROBADA POR EL MISMO, COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

CONSEJO PARTICULAR

DIRECTOR



DR. TOMÁS DÍAZ VALDÉS

CO-DIRECTOR



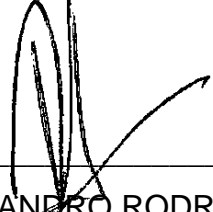
DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

ASESOR



DR. LEOPOLDO PARTIDA RUVALCABA

ASESOR



DR. GUSTAVO ALEJANDRO RODRÍGUEZ MONTES DE OCA

ASESOR



DR. JOSÉ ÁNGEL MARTÍNEZ GALLARDO

CULIACÁN, SINALOA, ENERO DE 2019



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA
COLEGIO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA
FACULTAD DE AGRONOMÍA CULIACÁN
FACULTAD DE AGRONOMÍA VALLE DEL FUERTE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR
FACULTAD DE AGRONOMÍA VALLE DEL CARRIZO

En la Ciudad de Mazatlán, Sinaloa, el día 20 de enero del año 2020, el que suscribe Jesús Armando León Cañedo, egresado del Programa de Doctorado en Ciencias Agropecuarias, con número de cuenta 1493853-7, de la Unidad Académica Facultad de Ciencias del Mar (FACIMAR), del Colegio de Ciencias Agropecuarias de la UAS, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. Tomás Díaz Valdés y del Dr. Federico Páez Osuna y cede los derechos del trabajo titulado “Dinámica y carga ambiental de iones mayoritarios y oligoelementos en un sistema experimental acuapónico de camarón (*Penaeus vannamei*) y hortalizas con aguas de baja salinidad” a la Facultad correspondiente, del Colegio de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Sinaloa, para su difusión, con fines académicos y de investigación por medios impresos y digitales, todo esto en apego al artículo 27 de la Ley Federal de Derechos de Autor.

La Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México) protege el contenido de la presente tesis. Los usuarios de la información contenida en ella deberán citar obligatoriamente la tesis como fuente, dónde la obtuvo y mencionar al autor intelectual. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ATENTAMENTE

Jesús Armando León Cañedo



UAS- Dirección General de Bibliotecas

Repositorio Institucional

Restricciones de uso

Todo el material contenido en la presente tesis está protegido por la Ley Federal de Derechos de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

Queda prohibido la reproducción parcial o total de esta tesis. El uso de imágenes, tablas, gráficas, texto y demás material que sea objeto de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente correctamente mencionando al o los autores del presente estudio empírico. Cualquier uso distinto, como el lucro, reproducción, edición o modificación sin autorización expresa de quienes gozan de la propiedad intelectual, será perseguido y sancionado por el Instituto Nacional de Derechos de Autor.



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual, 4.0 Internacional.

Mazatlán, Sinaloa a 17 de enero de 2019

Instituto Nacional del Derecho de Autor

P R E S E N T E:

Bajo protesta de decir la verdad, declaro que soy autor de la tesis titulada: **“Dinámica y carga ambiental de iones mayoritarios y oligoelementos en un sistema experimental acuapónico de camarón (*Penaeus vannamei*) y hortalizas con aguas de baja salinidad”** y otorgo licencia no exclusiva y sin límite de temporalidad para que la obra citada aparezca publicada en el **Repositorio de Tesis de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Autónoma de Sinaloa**. Así mismo, manifiesto que la FACIMAR, queda liberada de cualquier conflicto surgido a raíz de la publicación. Esta licencia se hace extensiva a los formatos impresos y a los medios electrónicos. De igual manera, es de mi conocimiento que la publicación de la tesis no es finalidad lucrativa, si no académica, por lo que otorgo la autorización correspondiente para que la difusión pueda efectuarse a través de medios electrónicos, tanto en red local como vía internet, libre y gratuitamente, todo esto en apego al artículo 27 de la Ley Federal de Derechos de Autor.

ATENTAMENTE

Jesús Armando León Cañedo

DOMICILIO: Ave. Delfín No. 7045, Fracc. Chulavista, Mazatlán, Sinaloa, México.
TELEFONO: 6694312587
CORREO ELECTRONICO: ingbt_leon@hotmail.com
CURP: LECJ860610HSLNXS08

DEDICATORIA

A mis padres Elvira y Armando, por siempre apoyarme en cualquier proyecto de vida y por sus sabios consejos.

A mi esposa Denisse por su apoyo incondicional.

A mi hija Valeria por ser mi fuente de inspiración y mi motor.

A mis hermanos, Breyda, Liz y Eric por su compañía y a mis sobrinos Lía, Eísler, Edrian y Pepe Chuy (en camino) por sus ocurrencias.

Y a todas aquellas personas que me han brindado su apoyo y amistad incondicional durante mis años de vida.

¡Gracias por todo!

Jesús Armando León Cañedo

AGRADECIMIENTOS

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

A la Universidad Autónoma de Sinaloa y al Colegio de Ciencias Agropecuarias por brindarme la oportunidad de continuar con mi formación profesional.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM-Mazatlán por las facilidades brindadas en cuanto a instalaciones y equipo de laboratorio para la realización de esta investigación.

Al módulo experimental YK y fundación FPO por el espacio, equipo e instalaciones de trabajo para la implementación del sistema experimental.

Al Dr. Federico Páez Osuna por su paciencia, sus consejos, su confianza, por las asesorías, y por sus atinadas sugerencias en la realización del presente trabajo.

Al Dr. Tomás Díaz Valdés por sus valiosos aportes en este trabajo y sus conocimientos, y por siempre estar al pendiente de mi formación.

A mis asesores el Dr. Leopoldo Partida Ruvalcaba y el Dr. José Ángel Martínez Gallardo, por sus valiosos aportes en la realización de la tesis.

Al Dr. Gustavo Rodríguez Montes de Oca y al Dr. Martín Mariscal Lagarda por sus asesorías y valiosas aportaciones en el diseño, manejo e implementación del sistema experimental y sus conocimientos compartidos.

A la empresa FITMAR por proporcionar la larva de camarón para la realización de este estudio.

Al Químico Humberto Bojórquez Leyva, por sus valiosos aportes en cuanto al manejo de equipos y material de laboratorio, pero sobre todo por su amistad y sus valiosos consejos de vida.

A mis amigos Suammy Alarcón, Marcela Fregoso, Juan Fierro, Javier Ramírez, Magdalena Bergés, Cristina Osuna, Omar Rubio, Ahtziri Romero, Alfredo Pérez por su valiosa amistad, por los buenos momentos, las charlas y por todas las experiencias compartidas.

A todos mis colegas y compañeros de laboratorio y doctorado, Alfredo Ordiano, Humberto Ramos, Yazmin Segura, Yassir Torres, Gladys Valencia y demás compañeros quienes directa o indirectamente formaron parte de esta travesía.

CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi
CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN Y REVISIÓN DE LITERATURA	1
1.1. INTRODUCCIÓN	1
1.1.1. Acuacultura y camaronicultura	1
1.1.2. Problema científico	2
1.1.3. Objetivo general	3
1.1.4. Hipótesis	3
1.2. REVISIÓN DE LITERATURA	4
1.2.1. Uso de efluentes acuícolas	4
1.2.2. Sistemas integrados o acuapónicos	4
1.2.3. Antecedentes de acuaponia	5
1.2.4. Metales u oligoelementos en los sistemas integrados	8
1.3. LITERATURA CITADA	10
CAPITULO 2. BALANCE DE MASAS Y CARGA AMBIENTAL DE COBRE Y ZINC EN LA CAMARONICULTURA CONTINENTAL INTENSIVA¹	16
2.1. ABSTRACT	16
2.2. INTRODUCCIÓN	16
2.3. MATERIALES Y METODOS	17
2.3.1. Descripción experimental	17
2.3.2. Mediciones y análisis	18
2.3.3. Cálculo de carga ambiental	20
2.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
2.4.1. Calidad del agua	21

2.4.2. Flujos de Cu y Zn	22
2.5. CONCLUSIÓN	27
2.6. LITERATURA CITADA	28
CAPITULO 3. MERCURIO Y OTROS METALES EN LECHUGA (<i>Lactuca sativa</i>) CULTIVADA CON DOS EFLUENTES DE CULTIVO DE CAMARÓN DE BAJA SALINIDAD: ACUMULACIÓN Y EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA²	32
3.1. ABSTRACT	32
3.2. INTRODUCCIÓN	33
3.3. MATERIALES Y METODOS	36
3.3.1. Descripción del experimento	36
3.3.2. Análisis químicos y fisicoquímicos de los efluentes de camarón 40	
3.3.3. Concentración de metales pesados en la lechuga	41
3.3.4. Ingesta diaria estimada (IDE)	41
3.3.5. Evaluación del riesgo a la salud	42
3.3.6. Análisis estadístico	43
3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	44
3.4.1. Caracterización de los efluentes camaronícolas	44
3.4.2. Variables de crecimiento y producción de lechuga.....	45
3.4.3. Acumulación de metales pesados en la lechuga.....	48
3.4.4. Sodio y macronutrientes en lechuga	51
3.4.5. Evaluación del riego a la salud	54
3.5. CONCLUSIÓN.....	57
3.6. LITERATURA CITADA	58
CAPITULO 4. CONTENIDO MINERAL DE ALBAHACA (<i>Ocimum basilicum</i>) CULTIVADA EN HIDROPONÍA Y ACUAPONIA: ACUMULACIÓN Y ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD POR METALES PESADOS	66

4.1. ABSTRACT.....	66
4.2. INTRODUCCIÓN.....	67
4.3. MATERIALES Y METODOS.....	71
4.3.1. Descripción del experimento	71
4.3.2. Manejo y producción de cultivo de camarón y cultivo de albahaca	73
4.3.3. Análisis químicos y fisicoquímicos de las fuentes de agua	73
4.3.4. Concentraciones de metales pesados y componentes mayoritarios en tejidos de albahaca	74
4.3.5. Evaluación del riesgo a la salud.....	75
4.3.6. Análisis estadístico.....	76
4.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	78
4.4.1. Calidad del agua de las fuentes de irrigación.....	78
4.4.2. Cultivo de camarón y producción de albahaca.....	81
4.4.3. Acumulación de minerales en tejidos de albahaca	82
4.4.4. Evaluación del riesgo para la salud.....	87
4.5. CONCLUSIÓN.....	92
4.6. LITERATURA CITADA	93

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Título	Pag.
Cuadro 1.1.	Estudios acuapónicos de peces con tomate y lechuga.....	7
Cuadro 1.2.	Estudios de integración de cultivos de crustáceos y plantas....	8
Cuadro 2.1.	Variables de calidad del agua (media \pm DE) de los tanques de camarón monitoreadas diario (temperatura, O ₂ , pH y CE) y semanalmente (TAN-N, NO ₂ ⁻ -N, NO ₃ ⁻ -N, y PO ₄ ⁻ -P).....	22
Cuadro 3.1.	Caracterización química de los efluentes del cultivo de camarón usados para el crecimiento de lechuga (promedio \pm DE) durante las etapas inicial y final del ciclo de cultivo. AP, se refiere a tanques de cultivo de camarón llenados con agua de pozo; AMD, se refiere a los llenados con agua de mar diluida, ambas a 2.7 dS m ⁻¹ de CE.....	39
Cuadro 3.2.	Variables de producción de lechugas (promedio \pm DE) cultivadas con diferentes efluentes de camarón (AP y AMD) y la solución hidropónica (SN).....	47
Cuadro 3.3.	Niveles de metales (mg kg ⁻¹ en peso seco) para los tejidos de dos lechugas cultivadas con efluente de camarón (AP y AMD) y con solución hidropónica (SN).....	48
Cuadro 3.4.	Límites de seguridad y acumulación de metales pesados (mg kg ⁻¹ en peso seco) en lechugas cultivadas en diferentes regiones del mundo.....	50
Cuadro 3.5.	Niveles de macronutrientes y Na entre tejidos de dos variedades de lechugas cultivadas con efluentes de cultivo de camarón (AP y AMD), y solución nutritiva hidropónica (SN).....	53
Cuadro 3.6.	Ingesta diaria de metales (mg kg peso ⁻¹ día ⁻¹) en lechuga y lineamientos.....	55
Cuadro 3.7.	Índice de riesgo para la salud ($\times 10^{-4}$) y coeficiente de peligro objetivo ($\times 10^{-4}$) en diferentes variedades de lechuga irrigada con efluentes de cultivo de camarón.....	56
Cuadro 4.1.	Caracterización química de las fuentes de agua (promedio \pm DE por triplicado) usadas durante las etapas inicial y final del sistema acuapónico.....	80
Cuadro 4.2.	Producción de camarón (promedio \pm DE) usando dos fuentes de agua de baja salinidad (AP y AMD a 1.7 g L ⁻¹ de salinidad).....	81
Cuadro 4.3.	Producción de albahaca (promedio \pm DE) cultivada con aguas	82

de baja salinidad (AP y AMD a 1.7 g L⁻¹ de salinidad) proveniente del cultivo de camarón de un sistema acuapónico.....

Cuadro 4.4.	Composición mineral (en peso seco) en tejidos de albahaca <i>O. basilicum</i> para los diferentes tratamientos.....	85
Cuadro 4.5.	Límites de seguridad y acumulación (mg kg ⁻¹) de metales en albahaca de diferentes regiones.....	86
Cuadro 4.6.	Estimación de la ingesta diaria y límites de seguridad (mg kg persona ⁻¹ día ⁻¹) de metales pesados por consumo de albahaca cultivada con diferentes tipos de agua.....	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Título	Pag.
Figura 2.1.	Balance de masas de Cu y Zn en el cultivo intensivo usando agua de baja salinidad. Los valores se representan con media \pm desviación estándar en $\text{mg tanque}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$; los porcentajes son con respecto a la entrada total del metal.....	24
Figura 2.2.	Concentraciones de cobre y zinc (media \pm error estándar) medidas semanalmente en la fracción disuelta ($\mu\text{g L}^{-1}$; cuadros oscuros) y lodos orgánicos ($\mu\text{g g}^{-1}$; cuadros claros) en los tanques de camarón.....	25
Figura 3.1.	Esquema del sistema experimental utilizado en el presente estudio. Los tratamientos (utilizando agua de pozo (AP), agua de mar diluida (AMD) y la solución nutritiva (SN)) se realizaron por triplicado.....	37
Figura 3.2.	Ingesta diaria ($\text{mg kg peso}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de metales en lechuga cultivada con efluentes de cultivo de camarón; a) ilustración para VPI; b) ilustración para VTM1; barras oscuras, AP; barras con trama, AMD; barras claras, SN.....	54
Figura 4.1.	Esquema del sistema experimental empleado en este estudio. Tratamientos acuapónicos (AP y AMD) y de hidroponía (SN) fueron realizados por triplicado.....	71
Figura 4.2.	Índice de riesgo para la salud humana de metales pesados por consumo de albahaca cultivada con diferentes tipos de agua. A), Agua de pozo (AP); B), agua de mar diluida (AMD); C), solución nutritiva hidropónica (SN). Línea continua, representa la estimación de HRI con diferente datos corporales e ingestas diarias de albahaca. Línea discontinua representa el valor umbral de seguridad para HRI (>1 representa riesgo a la salud).....	91

RESUMEN

Dinámica y carga ambiental de iones mayoritarios y oligoelementos en un sistema experimental acuapónico de camarón (*Penaeus vannamei*) y hortalizas con agua de baja salinidad

Jesús Armando León Cañedo

La camaronicultura es una de las actividades del sector acuícola de mayor crecimiento y desarrollo. Sin embargo, recientemente se ha ligado a problemas de enfermedades y contaminación, provocando conflictos socio-ambientales e industriales por el deficiente manejo de los recursos naturales. Actualmente, existen alternativas para mitigar los efectos negativos y mejorar la sustentabilidad del sector agropecuario mediante la integración acuicultura-agricultura. El propósito de este trabajo fue evaluar la eficiencia de un sistema experimental acuapónico de camarón y hortalizas, en cuanto a asimilación, remoción y disminución de la carga ambiental iones mayoritarios y oligoelementos, con respecto a cultivos acuícolas tierra adentro. Estudios previos permiten augurar con éxito el funcionamiento del sistema integrado, mediante la obtención de biomasa cosechada como camarón y como hortalizas bajo un manejo eficiente de consumo de agua/biomasa cosechada y disminución de la carga ambiental. Para evaluar el efecto de los efluentes camaronícolas sobre el crecimiento de hortalizas, se empleó un sistema acuapónico camarón-tomate-lechuga-albahaca. Diferentes variables de calidad del agua fueron medidas (temperatura, pH, oxígeno disuelto, CE, etc.), así como la dinámica y tasa de remoción de los elementos en el sistema. La carga ambiental y la evaluación del riesgo a la salud, se calcularon con base a los flujos de ingreso y egreso de los elementos en el sistema. Las concentraciones de estos se determinaron mediante la técnica de espectrometría de absorción atómica (EAA). Las variables de producción, calidad, uso de agua, y remoción de nutrientes se analizaron estadísticamente comparando las medias de los tratamientos. Se estimaron las cargas ambientales de Cu y Zn en el monocultivo de camarón, y el índice de riesgo para la salud humana por Hg y otros metales pesados por consumo de lechuga y albahaca fueron estimados. Se encontró que Cu y Zn resultaron principalmente de la alimentación, con 91.8% para Cu y 97.0% para Zn. Las concentraciones de Cu ($110.8 \pm 11.8 \mu\text{g g}^{-1}$) medidas en el camarón cosechado fueron altas, mientras que para Zn ($69.0 \pm 0.7 \mu\text{g g}^{-1}$) resultaron bajas en comparación con lo registrado para camaronicultura en Brasil y México. Las cargas ambientales estimadas para acuicultura tierra adentro, fueron $598 \pm 74 \text{ g Cu ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $5,080 \pm 328 \text{ g Zn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, siendo la de Cu 35% más alta que la estimada para el noreste de Brasil. La evaluación del riesgo para la salud del Hg y otros elementos (Cu, Fe, Mn, Mo y Zn) por consumo de lechuga y albahaca cultivadas con efluentes camaronícolas en el sistema acuaponico, no representaron un riesgo mayor para el consumo de la población.

Palabras clave: *Acuapónia, nutrientes, carga ambiental, calidad del agua, oligoelementos, camaronicultura tierra adentro.*

ABSTRACT

Dynamics and environmental load of major ions and trace elements of an aquaponic experimental system with shrimp (*Penaeus vannamei*) and vegetables in low salinity water

Jesús Armando León Cañedo

Shrimp farming is one of the fastest growing and production activities in aquaculture industry. However, recently has been linked with diseases problems and pollution, causing socio-environmental and industrial disputes by poor management of natural resources. Currently, there are new alternatives to mitigate the negative effects and improve the sustainability of the agriculture and aquaculture sectors through aquaculture-agriculture integration. In this work the effect of ionic composition of two types of water over production and quality of shrimp-vegetables variables was evaluated, as well as, the dynamics and environmental load of major ions and trace elements in aquaponic system by comparing its efficiency with respect to traditional monoculture. According to previous studies is expected that the integrated system using low salinity water allows the shrimp and vegetables biomass production under efficient management of water consumption, biomass harvested and a reduced environmental load. To evaluate the effect of shrimp culture effluents over vegetables growth, a shrimp-lettuce-tomato-basil aquaponics system was used. During the production cycle the water quality was evaluated as well as the dynamics, generation and nutrient removal rate in the system. A mass balance was performed quantifying the input and output flows of nutrients in the system. Also, the environmental load of these was determined. Concentrations of elements were determined by atomic absorption spectrometry technique (AAS). The production and quality variables, as well as, water consumption and nutrient removal were analyzed statistically by comparing between treatment means. In this study, the environmental loads of Cu and Zn were estimated in a shrimp monoculture, and the health risk index of Hg and other heavy metals by consumption of lettuce and basil were quantified. It was estimated that both Cu and Zn were associated mainly from the feeding with 91.8 and 97.0%, respectively. The concentrations of Cu ($110.8 \pm 11.8 \mu\text{g g}^{-1}$) measured in harvested shrimp were high, while for Zn ($69.0 \pm 0.7 \mu\text{g g}^{-1}$) were low in comparison with those reported for shrimp farming in Brazil and Mexico. The estimated environmental loads for inland aquaculture were $598 \pm 74 \text{ g Cu ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $5080 \pm 328 \text{ g Zn ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, Cu being 35% higher than that estimated for northeastern Brazil. The evaluation of the health risk of Hg and other elements (Cu, Fe, Mn, Mo and Zn) by consumption of lettuce and basil grown with shrimp effluents in the aquaponic system did not represent a greater risk for the consumption of the population.

Keywords: *Aquaponics, Nutrients, Environmental load, Water quality, Trace elements, inland shrimp farming.*

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN Y REVISIÓN DE LITERATURA

1.1. INTRODUCCIÓN

1.1.1. Acuicultura y camaronicultura

La acuicultura es el sector productivo de alimentos de mayor crecimiento y diversificación mundial (FAO, 2018). En el 2016 contribuyó con 80 millones de toneladas, equivalente al 46.8 % de la producción pesquera mundial. Con respecto a lo anterior, la camaronicultura es el sector acuícola de mayor crecimiento e importancia económica, generando 4.9 millones de toneladas e ingresos superiores a los 29 billones de dólares en 2016 (FAO, 2018). Sin embargo, este crecimiento ha venido acompañado por un incremento en las enfermedades y en el impacto ambiental asociado a la actividad (descarga de efluentes ricos en materia orgánica, nutrientes y aditivos alimenticios que pueden provocar contaminación de los cuerpos receptores). Esta situación ha inducido a buscar alternativas que permitan lograr la sustentabilidad de la actividad (Páez-Osuna, 2001; Lyle-Fritch *et al.*, 2006).

Para minimizar la incidencia de enfermedades se ha optado por realizar los cultivos tierra adentro (en agua dulce o a baja salinidad) y por el uso de antibióticos y sustancias químicas para mejorar el rendimiento y resistencia de los organismos. Respecto a minimizar el impacto ambiental, se han implementado mejores prácticas de alimentación y fertilización, mínimo o cero recambios, y sistemas BIOFLOC, AMTI, agro-acuícolas y acuapónicos (Flaherty *et al.*, 2000; Ray *et al.*, 2010; Roy *et al.*, 2010; Junge *et al.*, 2017; Mello *et al.*, 2017; Estim *et al.*, 2018). La acuaponia es la integración de un sistema de recirculación acuícola (SRA) con uno hidropónico. En un sistema acuícola individual o tradicional, se tiene que entre el 20 y 30% del alimento suministrado es convertido en biomasa, el resto se acumula y dispersa deteriorando la calidad del agua del cultivo y de los cuerpos de agua receptores (Church y Pond, 1982). En México existe poca información acerca de la acuaponia, y los problemas ambientales cada vez hacen más necesaria la implementación de sistemas de producción sustentable, que permitan optimizar el uso del agua con relación al incremento en la producción y disminuir el impacto ambiental.

1.1.2. Problema científico

El agua es un factor clave para el bienestar socioeconómico y la integridad del medio ambiente. Sin embargo, las prácticas de gestión insostenibles, la sobreexplotación, competencia y contaminación del recurso, así como el cambio climático, comprometen el suministro sustentable de agua y, en consecuencia, las actividades que dependen del mismo, como la producción de alimentos (IPCC, 2014). Esto ha originado que los estudios se orienten al desarrollo de sistemas de producción de alimentos sustentables que permitan enfrentarse a uno de los mayores desafíos del siglo XXI: garantizar seguridad alimentaria y nutricional a casi 10, 000 millones de personas más para 2050, como la acuaponía (FAO, 2016). La acuaponía surge como una alternativa para alcanzar la sustentabilidad de la acuicultura, al implementar conceptos de recirculación de agua y reciclaje de nutrientes, mismos que permiten disminuir el consumo de agua y la generación de efluentes, así como obtener una mayor producción (Rakocy *et al.*, 2006).

En un sistema acuapónico, esta agua rica en nutrientes se utiliza como fertilizante líquido para las plantas, mismas que los incorporan como biomasa y evitan su acumulación mejorando la calidad del agua (Rakocy *et al.*, 1993). Los sistemas acuapónicos incrementan y diversifican la producción, disminuyen el uso de fertilizantes, así mismo, disminuye la carga ambiental y consumo de agua por unidad de biomasa cosechada (Rakocy, 2007). Sin embargo, pueden ser deficientes en elementos como Ca, K y Fe y presentar una acumulación excesiva de sales, ocasionando una reducción del rendimiento en las plantas (Graber y Junge, 2009).

En la acuicultura existen pocos estudios relacionados con la carga ambiental de metales pesados, a pesar de ser elementos esenciales para los organismos y de que en cantidades elevadas se convierten en elementos tóxicos, una deficiencia puede provocar inhibición enzimática y un exceso podría derivar en daños letales (Cuzon *et al.*, 2004). Además, se agrupan como contaminantes que con facilidad llegan a la zona costera perturbando su equilibrio y poniendo en riesgo a la salud humana (Páez-Osuna *et al.*, 1987). A su vez, la agricultura representa el mayor consumo de agua dulce disponible a nivel mundial (70%), causando controversia en regiones

áridas o semiáridas y con fuerte presión hídrica, donde la escasez del recurso limita la producción del alimento (FAO, 2013).

De acuerdo a la problemática anteriormente planteada, ha sido necesario desarrollar técnicas y tecnologías para realizar cultivos de mayor sustentabilidad, promoviendo la integración de la acuicultura y agricultura en sistemas acuapónicos, con el fin de aprovechar los efluentes acuícolas y utilizarlos como fuente de nutrición para hortalizas, lo que a su vez, permite disminuir las descargas residuales y lograr un uso óptimo del agua, resultando en una producción sustentable (Rakocy *et al.*, 1993). A nivel nacional, el estado de Sinaloa se caracteriza por ser uno de los principales productores y exportadores de camarón y tomate, y por poseer una gran extensión territorial dedicada a actividades agropecuarias; sin embargo, también contribuye de manera importante a la descarga masiva de efluentes al ambiente, mismo que enfrenta problemas de escasez de agua, debido a su variable régimen de precipitaciones y al cambio climático (Frías-Espéricueta *et al.*, 2011).

1.1.3. Objetivo general

Evaluar la eficiencia de un sistema acuapónico de camarón y hortalizas probado con dos aguas de baja salinidad (agua de pozo y agua de mar diluida) con respecto a la producción de biomasa, la distribución y asimilación de nutrientes (macro y micronutrientes), y la carga ambiental de metales pesados. A sí mismo, evaluar el potencial riesgo a la salud humana por Cu, Fe, Mn, Hg y Zn que representa el consumo de las hortalizas cosechadas en el sistema.

1.1.4. Hipótesis

De acuerdo a estudios previos, el sistema tratado con dos tipos de agua de baja salinidad (agua de pozo y con agua de mar diluida) genera los macro y micronutrientes adecuados para el crecimiento de las hortalizas, siendo a su vez, aptas para el consumo humano. Por otra parte, el aumento de la biomasa total cosechada permite una mayor eficiencia en la asimilación de nutrientes y por tanto una disminución la carga ambiental de los mismos en comparación con los cultivos acuícolas continentales y marinos.

1.2. REVISIÓN DE LITERATURA

1.2.1. Uso de efluentes acuícolas

El uso de efluentes provenientes del cultivo de peces para fines de nutrición y producción agrícola no es reciente, ya que esta práctica se ha venido usando desde hace varias décadas. Naegel (1977), evaluó la factibilidad de utilizar los efluentes de un cultivo de peces para la irrigación de plantas de lechuga y tomate, obteniendo aceptables resultados en el crecimiento de ambos cultivos; mientras que Takeda *et al.* (1997), evaluaron el potencial de mejora del agua de los efluentes acuícolas, al irrigar un cultivo hidropónico de fresas disminuyendo las descargas de fósforo. El efluente de los cultivos de peces en agua dulce ha sido tradicionalmente usado para la irrigación de flores y vegetales, así como también los efluentes de los peces cultivados con agua de pozo de baja salinidad para el crecimiento de arroz, sorgo, fibra, y algodón (McIntosh y Fitzsimmons, 2003; Stevenson *et al.*, 2010). Los estudios anteriores han servido de base para el desarrollo de sistemas de producción sustentables, en donde no solo se aprovechan los residuos para cultivar plantas, sino que también se disminuye el consumo de agua, se minimiza la descarga de efluentes y el agua puede ser reutilizada mediante sistemas de recirculación, integrando la acuicultura y la hidroponía (Acuaponia).

1.2.2. Sistemas integrados o acuapónicos

La integración de la acuicultura y la hidroponía ha sido estudiada en repetidas ocasiones durante las últimas tres décadas, con una amplia variedad de diseños experimentales y protocolos operacionales, así como con distintas especies de peces y plantas (Rakocy y Hargreaves, 1993). Los sistemas de recirculación cerrados parecen ser los más adecuados para la integración con los sistemas hidropónicos, debido a que los nutrientes se pueden mantener en concentraciones suficientes para el cultivo de plantas de manera hidropónica (Nair *et al.*, 1985). Sin embargo diversos autores como, Adler *et al.* (1996); Seawright *et al.* (1998); Graber y Junge (2009) y Roosta y Hamidpour (2011), registraron deficiencias nutricionales por parte de algunos elementos, como Ca, K y Fe, principalmente, indicando que las concentraciones óptimas hidropónicas para el crecimiento de plantas no pueden ser

mantenidas durante periodos prolongados de cultivo, teniendo sólo como elemento generador el alimento comercial. A su vez, en estos sistemas se puede presentar una acumulación excesiva de sales, ocasionando una reducción del rendimiento en las plantas. Por lo que algunos autores argumentan que es fundamental un monitoreo constante de las concentraciones de nutrientes, así como mantener una salinidad adecuada y constante de acuerdo a las necesidades de la planta en cultivo, por lo que se recomienda una suplementación adicional de nutrientes y reposición de niveles de agua para corregir estos problemas (Nair *et al.*, 1985; Zweig, 1986; Rakocy y Nair, 1987; Parker *et al.*, 1990; Clarkson y Lane, 1991; Rakocy *et al.*, 1993).

Las plantas necesitan de nutrientes esenciales para su óptimo crecimiento y desarrollo, dichos nutrientes son suministrados mediante una solución nutritiva en hidroponía. En los sistemas acuapónicos, los efluentes acuícolas son considerados como la solución nutritiva ya que contiene nutrimentos esenciales en su forma iónica, y que pueden ser aprovechados por las plantas. Sin embargo, para que estos nutrientes puedan ser aprovechados deben encontrarse disponibles en su forma disuelta. La pérdida por precipitación de una o varias formas iónicas de los nutrimentos puede ocasionar su deficiencia en la planta. Además de este problema, se genera un desbalance en la relación mutua entre los iones, lo cual limita su disponibilidad y absorción por la planta (Steiner, 1961 y 1968). El balance consiste no sólo en considerar la cantidad absoluta de cada uno de ellos, sino, además, en la relación cuantitativa que se establece entre los cationes por una parte y los aniones por la otra.

1.2.3. Antecedentes de acuaponia

Varios estudios a nivel internacional han desarrollado sistemas acuapónicos cultivando diferentes especies de peces en agua dulce o de baja salinidad, integrando algunas especies de plantas, como tomate, lechuga, espinaca, albahaca, fresa, repollo y chile, mismas que fueron capaces de crecer y adaptarse a condiciones características de los cultivos acuícolas. La mayoría de los trabajos se han realizado integrando plantas de tomate y/o de lechuga como cultivos

secundarios, debido a que éstos poseen capacidad para adaptarse a distintos climas y ambientes, toleran moderados rangos de salinidad, diferentes rangos de temperaturas y humedad, son de rápido crecimiento, y presentan mejores resultados en sistemas hidropónicos. En el Cuadro 1.1 se muestran los estudios realizados con peces integrando tomate y lechuga, en los cuales el principal enfoque es la eficiencia de los sistemas, en cuanto a producción, nutrición, y su capacidad para remover nutrientes. Dicho cuadro muestra que previamente se han realizado estudios integrando especies acuícolas y agrícolas; sin embargo, los trabajos se centran principalmente en el cultivo de peces, y existe muy poca información acerca de cultivos integrados con crustáceos (Cuadro 1.2), y la mayoría de ellos no se realizaron mediante un sistema de recirculación, es decir, solamente se aprovecharon los efluentes camaronícolas para irrigar plantas cultivadas en suelo y no ser descargados a los cuerpos de agua. De esta manera no se aprovechan al máximo los nutrientes generados en los estanques, el consumo de agua sigue siendo alto, y no hay una eficiente remoción de nutrientes en comparación con los sistemas acuapónicos.

Los estudios realizados con crustáceos, específicamente en camarón, como el organismo acuícola principal, son muy limitados, ya que es un organismo más complejo y sensible en estos sistemas, debido a que demanda un mayor cuidado y entendimiento en el manejo de las variables de calidad del agua, nutricionales y condiciones ambientales. En México, recientemente Mariscal-Lagarda, *et al.* (2012; 2014), lograron con éxito integrar por primera vez los cultivos de camarón y tomate, observando el efecto de la irrigación con efluentes camaronícolas en el rendimiento y producción de tomate, y realizando un balance de los flujos de N y P en el sistema para evaluar la generación, absorción y descarga de estos nutrimentos al ambiente (Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna, 2014). Por otra parte, la mayoría de los trabajos realizados se han enfocado precisamente en el estudio de la dinámica y carga ambiental del N y P, debido a que son considerados los nutrientes primarios y más limitantes para el crecimiento de las plantas; sin embargo, los llamados micronutrientes u oligoelementos, también son de gran importancia, tanto para el crecimiento de los crustáceos como para el de las plantas, y son considerados como

nutrientes esenciales, ya que cumplen funciones vitales en el organismo de los peces y las plantas, y aunque se necesitan en pequeñas cantidades, una deficiencia o exceso en éstos puede limitar su crecimiento y desarrollo.

Cuadro 1.1. Estudios acuapónicos de peces con tomate y lechuga.

Co-cultivo	Objetivo del estudio	País	Referencia
Tilapia-tomate	Eficiencia en producción de peces y plantas en cultivos integrados	Alemania, Brasil, Bangladesh	Naegel (1977); Silva-Castro <i>et al.</i> (2006); Roy <i>et al.</i> (2013); Palm <i>et al.</i> (2014)
Perca-tomate	Eficiencia de un sistema acuapónico en remoción de nutrientes	Suiza	Graber y Junge (2009)
Carpa-tomate	Efecto de las aplicaciones foliares en un sistema acuapónico en producción de tomate	Irán	Roosta y Hamidpour (2011)
Tilapia-lechuga	Evaluación de la dinámica y remoción de los nutrientes en un sistema integrado peces-lechuga	EUA, Grecia, Brasil, Vietnam	Seawright <i>et al.</i> (1998); Simeonidou <i>et al.</i> (2012); Cani <i>et al.</i> (2013); Trang y Brix (2014)
Bacalao-lechuga	Eficiencia del régimen de irrigación en la producción de peces y plantas de un sistema acuapónico	Australia	Lennard y Leonard (2004)
Bagre híbrido-lechuga	Eficiencia de diferentes sustratos en la remoción de nutrientes y producción de peces y plantas en un sistema acuapónico	Tailandia	Sikawa y Yakupitiyage (2010)
Esturión-lechuga	Caracterizar el efluente de cultivo de peces y evaluar su potencial para la producción hidropónica de lechuga	Rumania	Dediu <i>et al.</i> (2012)

Cuadro 1.2. Estudios de integración de cultivos de crustáceos y plantas.

Co-cultivo	Estudio	Salinidad (ppt)	País	Referencia
Camarón–(<i>Brassica oleracea itálica</i>)	Uso de biosólidos de granja camaronícola para producción de brócoli	1.3	EUA	Default <i>et al.</i> (2001)
Camarón–(<i>Olea europea</i>)	Uso de efluentes camaronícolas para irrigar cultivos de aceitunas	2.2	EUA	McIntosh y Fitzsimmons (2003)
Camarón–(<i>Cucumis melo</i>)	Uso de efluentes camaronícolas para riego de melón	0.4	Brasil	Miranda <i>et al.</i> (2008)
Camarón-forraje	Uso de efluentes camaronícolas para producción de forrajes	0.4	Brasil	Miranda <i>et al.</i> (2010)
Camarón– <i>L. esculentum</i>	Integración de camaronicultura-hidroponía usando agua de pozo a baja salinidad en un sistema de recirculación	0.9	México	Mariscal-Lagarda <i>et al.</i> (2012)
Camarón– <i>Ulva lactuca</i>	Eficiencia de un cultivo integrado de camarón-alga para evaluar el porcentaje de remoción de nutrientes	35	Brasil	Brito <i>et al.</i> (2014)
Langostino– <i>Ocimum basilicum</i>	Eficiencia de un sistema acuapónico de langostino-albahaca para producción y remoción de nutrientes	1.5	México	Ronzón-Ortega <i>et al.</i> (2012)

1.2.4. Metales u oligoelementos en los sistemas integrados

Existe muy poca información en el tema acerca del estudio de los oligoelementos enfocada solamente a la nutrición de las plantas. Bajo este contexto, Lyle-Fritch *et al.* (2006) documentaron el uso de productos químicos y biológicos y algunos aditivos en granjas del sureste del Golfo de California, identificando 106 diferentes tipos, siendo el Cu (CuSO_4) y el Zn (ZnO_4 , ZnO) los componentes más comunes en aditivos alimenticios y fungicidas. Lacerda *et al.* (2006) estimaron un factor de emisión (FE) de $168 \text{ g ha}^{-1}\text{ciclo}^{-1}$ de Cu en granjas camaronícolas del SE de Brasil, siendo el principal aporte asociado con la gran cantidad de alimento suministrado y otros aditivos, generándose cantidades importantes emitidas durante cada ciclo de cultivo, mismas que son descargadas anualmente al ambiente y son comparables a las

descargas de otras actividades antropogénicas (eliminación de residuos sólidos, descarga de aguas residuales de industrias y agricultura). Otro elemento que ha sido considerado en los efluentes camaronícolas es el Hg, debido a su presencia como impureza en los fertilizantes. Lacerda *et al.* (2011), estimaron un FE de 83.5 mg ha⁻¹ciclo⁻¹ para Hg en las granjas camaronícolas del noreste de Brasil.

La escasa información es atribuida a que la presencia de estos elementos no es tan obvia en los efluentes como es el caso del N y P; sin embargo, su presencia como componentes del alimento, impurezas de fertilizantes, pesticidas, alguicidas, entre otros, incrementa su concentración en los efluentes, sobre todo en sistemas con bajas tasas de recambio (Boyd y Massaut, 1999; Tacon y Forster, 2003 y Boyd, 2009).

Recientemente, León-Cañedo (2013) realizó un balance de Cu, Fe, Mn y Zn en un sistema acuapónico camarón-tomate-lechuga, con agua de mar diluida menor a 2 g/L de salinidad, y evaluó la descarga al ambiente de estos elementos en relación a los sistemas integrados y los monocultivos. Dicho trabajo generó información importante acerca de la distribución en el sistema y la carga ambiental de estos elementos, lográndose disminuir su descarga en un 70-80%; sin embargo, surgieron varias incógnitas y nuevas preguntas que responder, ya que se desconoce en qué grado preexistió la deficiencia de micronutrientes en las plantas, y si esto afectó al crecimiento de las plantas y a la calidad del fruto. Resulta evidente la necesidad de continuar con investigaciones de este tipo de sistemas en diversas vertientes, como a) análisis del valor nutricional de los productos cosechados, b) análisis microbiológico de las aguas y los productos cosechados, c) mejorar los rendimientos obtenidos, d) emplear cultivos agrícolas capaces de crecer durante el periodo más crítico de temperaturas en el sistema, e) probar distintas proporciones de camarón y plantas, f) probar distintos sustratos o técnicas hidropónicas para el cultivo de plantas, g) probar distintas salinidades y composiciones de aguas, y por último h) minimizar aún más o eliminar las descargas de metales al ambiente. Con base a lo anterior, este trabajo se llevó a cabo para dar seguimiento al estudio anterior, para responder las incógnitas, generar nueva información y aporte científico.

1.3. LITERATURA CITADA

- Adler, P. R., F. Takeda, D. M. Glenn and S. T. Summerfelt. 1996. Utilizing byproducts to enhance aquaculture sustainability. *World Aquacult.* 27(2):24-26.
- Boyd, C. E. and L. Massaut. 1999. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquac. Engine.* 20:113-132.
- Boyd, C. E. 2009. Trace metals toxic at high concentrations. *The Glob. Aquacult. Advoc.* 12(4):24-26.
- Brito, L. O., R. Arantes, C. Magnotti, R. Derner, F. Pchara, A. Olivera and L. Vinatea. 2014. Water quality and growth of Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone) in co-culture with green seaweed *Ulva lactuca* (*Linnaeus*) in intensive system. *Aquacult. Int.* 22:497-508.
- Cani, A. C. P., R. V. Azevedo, R. N. Pereira, M. A. Oliveira, M. A. Chaves and L. G. T. Braga. 2013. Phytodepuration of the effluents in a closed system of fish production. *Rev. Bras. Saúde Prod. Anim.* 14(2):371-381.
- Church, D.C. and Pond, W.G. 1982. Basic animal nutrition and feeding. John Wiley and Sons, New York, USA. 351p.
- Clarkson, R. and S. D. Lane. 1991. Use of a small-scale nutrient-film hydroponic technique to reduce mineral accumulation in aquarium water. *Aquat. Fish. Manag.* 22:37-45.
- Cuzon, G., A. Lawrence, G. Gaxiola, C. Rosas, and J. Guillaume. 2004. Nutrition of *Litopenaeus vannamei* reared in tanks or in ponds. *Aquacult.* 235(1-4):513-551.
- Dediu, L., V. Cristea and Z. Xiaoshuan. 2012. Waste production and valorization in an integrated aquaponic system with bester and lettuce. *Afric. J. of Biotech.* 11(9):2349-2358.
- Default, R. J., A. Korkmaz and B. Ward. 2001. Potential of biosolids from shrimp aquaculture as a fertilizer for broccoli production. *Comp. Sci. & Util.* 9:107-114.
- Estim, A., S. Saufie and S. Mustafa. 2018. Water quality remediation using aquaponics sub-systems as biological and mechanical filters in aquaculture.

J. Water Proc. Engine. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.001>.

- FAO, 2013. Afrontar la Escasez de Agua: Un Marco de Acción para la Agricultura y la Seguridad Alimentaria. Informe sobre Temas Hídricos, 38. Roma, Italia. Pp. 78.
- FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. pp. 200.
- FAO, 2018. El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma. pp. 227.
- Flaherty, M., B. W. Szuster and P. Miller. 2000. Low salinity shrimp farming in Thailand. *Ambio*. 29:174-179.
- Frías-Espericueta, M. G., M. Aguilar-Juárez, I. Osuna-Lopez, S. Abad-Rosales, G. Izaguirre-Fierro y D. Voltolina. 2011. Los metales y la camaronicultura en México. *Hidrobiol*. 21(3):217-228.
- Graber, A. and R. Junge. 2009. Aquaponic systems: nutrient recycling from fish wastewater by vegetable production. *Desal*. 246:147-156.
- IPCC. (2014). Cambio climático: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/> (accesada 15 octubre 2017).
- Junge, R., B. König, M. Villarroel, T. Komives and J. Haïssam. 2017. Strategic Points in Aquaponics. *Water*. 9:182.
- Lacerda, L. D., J. A. Santos and R. M. Madrid. 2006. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Mar. Pollut. Bull*. 52:1823–1826.
- Lacerda, L. D., T. M. Soares, B. G. B. Costa and M. D. P. Godoy. 2011. Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. *Bull. Environ. Cont. and Toxicol*. 87(6):657-661.
- Lennard W. A. and B. V. Leonard. 2004. A comparison of reciprocating flow versus constant flow in an integrated, gravel bed, aquaponic test system. *Aquac. Int*. 12(6):539-553.
- León-Cañedo, J. A. 2013. Calidad del agua y balance de Cu, Fe, Mn y Zn en un sistema acuapónico de camarón (*Litopenaeus vannamei*)-tomate

- (*Lycopersicon esculentum*)-lechuga (*Lactuca sativa*) con agua de baja salinidad. Tesis Maestría en Química Acuática. ICMYL-UNAM. Mazatlán, Sinaloa, México. 119 p.
- Lyle-Fritch, L. P., E. Romero-Beltran and F. Páez-Osuna. 2006. Survey on use of the chemical and biological products for shrimp farming in Sinaloa (NW Mexico). *Aquacult. Eng.* 35:135-146.
- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar and R. Felix-Gastelum. 2012. Integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum Mill*) with low salinity groundwater: Management and production. *Aquac.* 366(367):76-84
- Mariscal-Lagarda, M. M. and F. Páez-Osuna. 2014. Mass balances of nitrogen and phosphorus in an integrated culture of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum*) with low salinity groundwater. *Aquac. Eng.* 58:107-112.
- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar, K. Y. Brito-Solano, D. López-Pérez and R. Alonso-Rodríguez. 2014. Water quality in an integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*)-tomato (*Lycopersicon esculentum*) using low salinity groundwater in Sonora, Mexico. *Exp. Agric.* 50(2):306-319.
- McIntosh, R. P. and K. Fitzsimmons, 2003. Characterization of effluent from an inland, low salinity shrimp farm: what contribution could this water make if use for irrigation. *Aquacult. Eng.* 27:147-156.
- Mello, S., D. Molinari, G. Lemos, K. M. Fitzsimmons and G. Coelho. 2017. Effluent from a biofloc technology (BFT) tilapia culture on the aquaponics production of different lettuce varieties. *Ecol. Eng.* 146-153.
- Miranda, F. R., R. N. Lima, L. A. Crisóstomo and M. G. S. Santana. 2008. Reuse of inland low salinity shrimp farm effluent for melon irrigation. *Aquacult. Eng.* 39:1-5.

- Miranda, F. R., R. R. Rodrigues-Cavalcante, E. M. Ribeiro and R. N. Lima. 2010. Use of shrimp farm effluents for irrigation of *Panicum maximum* cvs. Tanzania and Mombaça. Rev. Ciênc. Agronom. 41(1):46-52.
- Naegel, L. C. 1977. Combined production of fish and plants in recirculating water. Aquac.10:17-24.
- Nair, A., J. E. Rakocy and J. A. Hargreaves. 1985. Water quality characteristics of a closed recirculating system for tilapia culture and tomato hydroponics. Second International Conference on Warm Water Aquaculture-Finfish. Proceed. Confer. HI. 223-254.
- Páez-Osuna, F. and J. I. Osuna-López. 1987. Accumulation of heavy metals at Mitla: A Tropical coastal lagoon. Cienc. Mar. 13(3):97-112.
- Páez-Osuna, F. 2001a. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. Environ. Manag. 28(1):131-140.
- Palm H. W., R. Seidemann, S. Wehofsky and U. Knaus. 2014. Significant factors affecting the economic sustainability of closed aquaponic systems. Part I: system design, chemo-physical parameters and general aspects. AACL Bioflux. 7(1):20-32.
- Parker, D., A. Anouti and G. Dickenson. 1990. Integrated fish/plant production system: experimental results. ERL report 90-34. University of Arizona, Tucson, Arizona. 12 pp.
- Rakocy, J. E. and A. Nair. 1987. Integrating fish culture and vegetable hydroponics: Problems and prospects. Virgin Islands Perspect. Agric. Res. 2:19–23.
- Rakocy, J. E., J. A. Hargreaves and D. S. Bailey. 1993. Nutrient accumulation in a recirculation aquaculture system integrated with vegetable hydroponics. In: Wang, J. K. (Ed.), Techniques for Modern Aquaculture. Proceed. Conf. 21-23, Spokane, WA.148 158.
- Rakocy, J. E., M. P. Masser, T. M. Losordo. 2006. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: Aquaponics-Integrating Fish and Plant Culture. South. Reg. Aquac. Cent. pp. 1–16.

- Rakocy, J. E., D. S. Bailey, R. C. Shultz and J. J. Danaher. 2007. Preliminary evaluation of organic waste from two aquaculture systems as a source of inorganic nutrients for hydroponics. *Acta Hort.* 742:201-208.
- Ray, A. J., B. L. Lewis, C. L. Browdy and J. W. Leffler. 2010. Suspended solids removal to improve shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production and an evaluation of a plant-based feed in minimal-exchange, superintensive culture systems. *Aquac.* 299:89–98.
- Ronzón-Ortega, M., M. P. Hernández-Vergara and C. I. Pérez-Rostro. 2012. Hydroponic and aquaponic production of sweet basil (*ocimum basilicum*) and Giant River prawn (*macrobrachium rosenbergii*). *Trop. and Subtrop. Agroecos.* 15(2):63-71.
- Roosta H. R. and M. Hamidpour. 2011. Effects of foliar application of some macro- and micro-nutrients on tomato plants in aquaponic and hydroponic systems. *Scient. Horticult.* 129:396-402.
- Roy, L. A., D. A. Davis, I. P. Saoud, C. A. Boyd, H. J. Pine and C. E. Boyd. 2010. Shrimp culture in inland low salinity waters. *Rev. Aquac.* 2:191-208.
- Roy, M., M. A. Salam, M. B. Hossain and M. Shamsuddin. 2013. Feasibility study of aquaponics in polyculture pond. *World Appl. Sci. J.* 23(5):588-592.
- Seawright, D. E., R. R. Stickney and R. B. Walker. 1998. Nutrient dynamics in integrated aquaculture-hydroponics systems. *Aquac.* 160:215–237.
- Sikawa, D. C. and A. Yakupitiyage. 2010. The hydroponic production of lettuce (*Lactuca sativa L.*) by using hybrid catfish (*Clarias macrocephalus x C. gariepinus*) pond water: potentials and constraints. *Agricult. Water Manage.* 97:1317-1325.
- Silva-Castro, R., C. M. S. Borges-Azevedo and F. Bezerra-Neto. 2006. Increasing cherry tomato yield using fish effluent as irrigation water in Northeast Brazil. *Scient. Horticult.* 110:44–50.
- Simeonidou, M., I. Paschos, E. Gouva, M. Kolygas and C. Perdikaris. 2012. Performance of a small-scale modular aquaponic System. *AAACL Bioflux.* 5(4):182-188.

- Steiner, A. A. 1961. A universal method for preparing nutrient solutions of a certain desired composition. *Plant Soil*. 15:134-154.
- Steiner, A. A. 1968. Soilles culture. In: Proceedings of the 6th Colloquium of the International Potash Institute. Florence, Italy. pp. 324-341.
- Stevenson, K. T., K. M. Fitzsimmons, P. A. Clay, L. Alessa and A. Kliskey. 2010. Integration of aquaculture and arid lands agriculture for water reuse and reduced fertilizer dependency. *Exp. Agric.* 46:173–190.
- Tacon, A. G. J., and I. P. Forster. 2003. Aquafeeds and the environment: policy implications. *Aquac.* 226:181–189.
- Takeda, F., P. R. Adler and D. M. Glenn. 1997. Strawberry production linked to aquaculture wastewater treatment. *Acta Horticult.* 43:673-677.
- Trang, N. T. D. and B. Brix. 2014. Use of planted biofilters in integrated recirculating aquaculture-hydroponics systems in the Mekong Delta, Vietnam. *Aquac. Res.* 45:460–469.
- Zweig, R. D. 1986. An integrated fish culture hydroponic vegetable production system. *Aquacult. Mag.* pp. 34-40.

CAPITULO 2. BALANCE DE MASAS Y CARGA AMBIENTAL DE COBRE Y ZINC EN LA CAMARONICULTURA CONTINENTAL INTENSIVA¹

2.1. ABSTRACT

An experiment was developed to simulate inland shrimp farming using diluted seawater (1.9 g L^{-1}) containing 75 shrimps (*Litopenaeus vannamei*) per square meter during a growth cycle of 120 days. In this study, the environmental loads of copper and zinc were estimated and compared to anthropogenic sources and shrimp aquacultures in other locations. Both metals resulted primarily from feeding, which accounted for 91.8% of Cu and 97.0% of Zn. Concentrations of Cu ($110.8 \pm 11.8 \mu\text{g g}^{-1}$) and Zn ($69.0 \pm 0.7 \mu\text{g g}^{-1}$) measured in the harvested shrimp had higher Cu and lower Zn concentrations compared to those reported for farmed shrimp from Brazil and Mexico. Clearly, organic sludge was the main route of removal for both metals (Cu 46.2%; Zn 92.6%). The annual environmental loads estimated for inland shrimp aquaculture were $598 \pm 74 \text{ g Cu ha}^{-1}$ and $5080 \pm 328 \text{ g Zn ha}^{-1}$.

2.2. INTRODUCCIÓN

De acuerdo a la FAO (2016), la producción acuícola mundial alcanzó otro récord histórico, ahora de 101.1 millones de toneladas en 2014 y sigue aumentando. La acuicultura continental es parcialmente responsable de esta tendencia y ha aumentado de una producción de 29,9 millones de toneladas en 2007 a 47.2 millones de toneladas en 2014. Cabe destacar que de los 2.7 millones de toneladas de crustáceos (langostinos y camarones), el 27% corresponde a la acuicultura continental. En México, la cría y engorda de camarón en el interior comenzó en 1997, y en 2007, el Estado de Colima produjo 1,500 toneladas. Desde ese año, se ha desarrollado un sistema de cultivo que se utiliza cada vez con más frecuencia, hasta la fecha, se utiliza en una superficie de aproximadamente 1,000 ha. La cría y engorda de camarón marino y continental está asociada con varios efectos perjudiciales potenciales respecto a la calidad del agua de los ambientes acuáticos

relacionados con la descarga de efluentes, incluida la eutrofización y la contaminación por antibióticos, materia orgánica y metales. Sin embargo, la gravedad de tales impactos depende de las técnicas de gestión y la tecnología aplicada en la escala de producción y la capacidad de las aguas receptoras (Páez-Osuna, 2001). Lyle-Fritch *et al.* (2006), identificaron un total de 106 diferentes sustancias químicas y biológicas en un estudio de las granjas de camarón en el sureste del Golfo de California. Los tipos de productos utilizados con mayor frecuencia fueron fertilizantes, compuestos para el tratamiento del suelo y el agua, antibióticos, pesticidas, desinfectantes y microorganismos. Cu y Zn se clasificaron como pertenecientes al grupo de fungicidas y aditivos no identificados.

La carga ambiental o el factor de emisión de un componente particular puede definirse como el flujo de masa de un contaminante determinado descargado y / o emitido por unidad de producción o área de producción. Este enfoque es una valiosa herramienta para estimar las cargas contaminantes al medio ambiente de una variedad de fuentes antropogénicas (Lacerda *et al.*, 2006). Conocer las fuentes antropogénicas de metales pesados es esencial para evaluar el impacto humano sobre el medio ambiente. En el presente estudio, analizamos y discutimos los resultados de un experimento para simular un cultivo representativo de la acuicultura continental de México utilizando agua de baja salinidad, similar a la observada en la cría y engorda comercial de camarón. El propósito de este estudio fue estimar las cargas ambientales de Cu y Zn e identificar las principales fuentes de estos metales. Además, se discuten los balances de masa y los niveles de concentración de ambos metales en los componentes principales del sistema de cultivo de camarón.

2.3. MATERIALES Y METODOS

2.3.1. Descripción experimental

El presente estudio se realizó en el “Módulo Experimental de YK”, ubicado en Mazatlán, Sinaloa, México (23° 12' 11.9" N, 106° 25' 41.29" W). El sistema experimental para el cultivo de camarón consistió en tres tanques (2 m de diámetro y 3.14 m³ de capacidad por tanque). Las postlarvas de *L. vannamei* (PL) (45.0 ± 0.1 mg) utilizadas en este experimento fueron proporcionadas por Proveedora de Larvas

SA de CV (FITMAR) y transportadas al módulo en una hielera con una salinidad de 10 g L^{-1} . Las postlarvas se colocaron en tanques de 400 L y se mantuvieron bajo observación durante 24 h. Posteriormente, la aclimatación se llevó a cabo de acuerdo con el procedimiento descrito por McGraw y Scarpa (2004), hasta alcanzar el nivel requerido de salinidad (1.9 g L^{-1}). Durante la aclimatación, las postlarvas fueron alimentadas con alimento FLAKE (Brine Shrimp Co., Providence, Utah, EE.UU.). Una vez completado el proceso de aclimatación, se transfirieron postlarvas a los tanques de cultivo de camarón, para obtener una densidad de 75 PL m^{-2} en 1.9 g L^{-1} de agua de mar diluida (aproximadamente 3.0 dS m^{-1}) y se prepararon usando una mezcla de agua de mar (34 g L^{-1}) y agua de la llave (0.2 g L^{-1}). Los camarones fueron alimentados con alimento FLAKE durante el primer mes y CAMARONINA (Nestlé Purina PetCare Company, St. Louis, Missouri, EE.UU.) en bandejas de alimentación a partir del segundo mes. La comida se racionó como en las granjas comerciales en tres porciones por día (8:00, 13:00 y 18:00 h) y se ajustó basándose en la biomasa y los alimentos que quedaban en las bandejas de alimentación. El ciclo de cultivo de camarones tuvo una duración de 120 días, posteriormente los camarones fueron cosechados.

2.3.2. Mediciones y análisis

Durante el ciclo de cultivo, se recogieron muestras de agua semanalmente de los tanques (25 cm por debajo del agua superficial) entre las 12:00 y las 13:00 h y se filtraron utilizando membranas filtro Whatman GF/F para las muestras de nutrientes. Las muestras de agua se almacenaron en botellas de plástico limpias (previamente enjuagadas en HCl 10%) y se transportaron al laboratorio. La temperatura y el oxígeno disuelto se midieron usando un medidor de oxígeno disuelto (modelo DO200, YSI, Ohio, EE.UU.), y el pH y la conductividad eléctrica usando un medidor de pH (modelo HI 98129, Hanna Instruments, Texas, EE.UU.); estas mediciones se realizaron dos veces al día (a las 6:00 y 18:00 h) in situ. Se utilizó una porción de las muestras de agua para determinar las concentraciones de nutrientes, que se midieron usando los procedimientos descritos por Grasshoff *et al.* (1990). El agua de mar diluida utilizada en este ensayo se analizó en duplicado para los iones

principales utilizando técnicas estándar (APHA, 1989). Con la excepción del amoníaco, cuyo coeficiente de variación varió entre 6.0% y 12.1%, la precisión de los demás analitos fue <10% para los iones y nutrientes restantes. Los límites de detección estimados fueron 0.001 mg L⁻¹ para N-amoníaco, 0.001 mg L⁻¹ para N-nitrito, 0.001 mg L⁻¹ para nitrato + nitrito y 0.005 mg L⁻¹ para fosfato.

Las muestras de agua para los análisis de Cu y Zn se recogieron en botellas de polietileno lavadas con ácido (2 M HNO₃) y se filtraron inmediatamente a través de filtros de 0.45 µm lavados y enjuagados con ácido (HCl 0.5 M) (tipo HA, Millipore). Los filtrados se acidificaron (grado "Trace metals analyses", J.T. Baker) y se usaron para el análisis de la fracción disuelta. El sedimento acumulado y los lodos orgánicos depositados en los tanques de camarón fueron purgados periódicamente (semanalmente desde la semana 6 hasta la cosecha) y se muestrearon obteniendo una alícuota en peso, la cual posteriormente fue liofilizada (-49 °C y 132x10⁻³ mbar durante 72 hr). Las muestras secas de sedimento / lodo homogeneizadas (0.25 g de peso en seco) se digirieron con 5 mL de ácidos concentrados (3 volúmenes de HNO₃: 1 volumen de HCl: 1 volumen de HF) en viales de Teflon (Savillex) tapados y fueron calentados a 140 °C durante 3 horas. Las muestras se diluyeron con agua Milli-Q hasta un volumen final de 25 mL. Las muestras, los blancos y el material de referencia estándar BCSS-1 se digirieron (un conjunto) usando el mismo procedimiento para determinar la exactitud y precisión. Los análisis de Cu y Zn se realizaron usando espectrometría de absorción atómica de llama o de grafito usando el instrumento Varian SpectrAA 220. Los valores de recuperación de los análisis del material de referencia estándar BCSS-1 (UNEP, 1995), fueron 88.1% para Cu y 89.0% para Zn. La precisión, determinada por el coeficiente de variación, varió de 5.0 a 9.2%.

La supervivencia del camarón, el peso final, la tasa de crecimiento y la proporción de conversión alimenticia (FCA = alimento húmedo añadido / peso húmedo del camarón producido) se determinaron en la cosecha. La supervivencia y la tasa de crecimiento se calcularon utilizando la fórmula descrita en Esparza-Leal *et al.* (2010). La FCA se calculó como se describe en Smith *et al.* (2002). Los camarones se pesaron individualmente para determinar el peso promedio final en la cosecha.

2.3.3. Cálculo de carga ambiental

Los balances de masas de Cu y Zn se desarrollaron simulando las condiciones típicas de una granja de camarón continental en las siguientes condiciones: (1) el período del ciclo de cultivo en las granjas comerciales varía dependiendo de la demanda del mercado y la amenaza de enfermedad; el promedio es de 120 días; (2) el intercambio diario de agua puede variar de 1 a 10%, aquí se usó un valor de 1%; (3) la cantidad y composición de los alimentos utilizados en las granjas camaroneras varía, aunque la mayoría de los acuacultores utilizan alimentos que contienen 35% de proteínas; aquí se asumió que el alimento fue Camaronina, cuyo contenido de Cu y Zn fue de 46.9 ± 2.2 y $294.4 \pm 19.2 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; (4) se asumió que el FCA obtenido en este experimento (1.6) es representativo para las granjas comerciales de camarón; (5) el fertilizante utilizado también varía en las granjas; aquí se utilizó un producto comercial (Nutrilake, 10 g por tanque, es decir, 31.8 kg ha^{-1}), que se determinó que tenía concentraciones de 1.8 ± 0.2 y $2.7 \pm 0.2 \mu\text{g g}^{-1}$ para Cu y Zn, respectivamente; (6) la densidad de población de postlarvas (PL) utilizada en este caso (75 PL m^{-2}) fue la misma que se utiliza en las granjas de camarón interiores ($50\text{-}100 \text{ PL m}^{-2}$), en las que los contenidos de Cu y Zn fueron 0.8 ± 0.1 y $86.1 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; (7) se supuso que los contenidos de Cu y Zn en el camarón cosechado en nuestro estudio (110.8 ± 11.8 y $69.0 \pm 0.07 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) son los mismos que los de las granjas comerciales de camarón; (8) de forma similar, se supuso que los contenidos de Cu y Zn del agua (entrada, intercambio de agua y salida) y los lodos controlados en nuestro ensayo (Figura 2.1) fueron representativos de las explotaciones comerciales de tierra adentro que operan en México; (9) se supuso que la cosecha de camarón lograda en este ensayo (6.2 t ha^{-1}) es representativa a la de las granjas comerciales interiores; (10) en este estudio, se ignoraron las contribuciones de Cu y Zn del polvo y la lluvia, y los niveles de dichos metales asociados con el encalado, que se practica en algunas granjas camaroneras, en los cálculos del balance de masa; y (11) finalmente, se consideró que el excedente de la suma de los insumos y productos era lodo. Las cargas

ambientales de Cu y Zn se estimaron a partir de la siguiente ecuación (Páez-Osuna *et al.*, 2005 y Mariscal-Lagarda *et al.*, 2014):

$$L_m = FC_{Fm} + fC_{fm} + IC_{Im} + HC_{Hm} + SC_{Sm} + OC_{Om} + surplus$$

Donde C_{Fm} , C_{fm} , C_{Im} , C_{Hm} , C_{Sm} y C_{Om} se refieren al contenido de metal m (Cu o Zn) en los pellets de alimentos secos (F), el fertilizante (f), el agua de entrada (I), la cosecha de camarón (H), el sedimento o lodo (S) y el agua de salida (O), respectivamente. L es la carga ambiental e incluye la carga de metales descargados a través del agua de salida y la sedimentación hacia el fondo, que finalmente se elimina al final del ciclo de cultivo. Las granjas tratan regularmente los sedimentos del estanque y los eliminan periódicamente después de un número determinado de ciclos de cultivo.

2.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.4.1. Calidad del agua

El agua de mar diluida utilizada para llenar los tanques de camarón tenía una conductividad eléctrica de 3.0 ± 0.0 dS m^{-1} , lo que equivale a una salinidad de 1.90 ± 0.07 g L^{-1} . Las concentraciones de los componentes principales (en unidades de mg L^{-1}) medidas en el agua de llenado fueron: Mg^{+2} 77.7; K^+ 21.3; Ca^{+2} 23.5; y Na^+ 544.0. A lo largo del experimento de cultivo, la temperatura en el agua de los tanques de camarón fluctuó entre 21.1 y 35.1 °C; el oxígeno disuelto entre 2.4 y 9.5 mg L^{-1} ; el pH entre 7.1 y 9.1; el amonio total entre 0.015 y 0.183 mg L^{-1} ; nitrito entre <0.001 y 0.699 mg L^{-1} ; nitrato entre 0.273 y 2.495 mg L^{-1} ; y el fosfato disuelto entre 0.003 y 0.326 mg L^{-1} . Las medias y desviaciones estándar para las variables de calidad del agua se presentan en El Cuadro 2.1. El camarón cultivado durante los 120 días alcanzó una cosecha de $1,926.0 \pm 184.6$ g por tanque (es decir, $6,134 \pm 588$ kg ha^{-1}) y un peso individual de 9.2 ± 0.5 g con una supervivencia de $91.7 \pm 5.0\%$. El FCA fue 1.6 ± 0.2 y la tasa de crecimiento fue de 0.53 ± 0.01 g semana $^{-1}$. Las concentraciones de los principales iones y las proporciones de Na: K, Ca: K y Mg: Ca en el agua para el cultivo de camarones fueron similares a las del agua de mar diluida. La

temperatura, el oxígeno disuelto y los valores de pH se encontraron dentro de los rangos óptimos para el crecimiento del camarón (Mariscal-Lagarda *et al.*, 2012).

Los niveles de amoníaco y nitrito medidos en el agua (Cuadro 2.1) no excedieron los límites máximos propuestos como seguros para juveniles de camarón *L. vannamei* en agua de baja salinidad (3.0 g L⁻¹), 0.46 mg de amoníaco L⁻¹ (Li *et al.*, 2007) ni para juveniles de la misma especie en aguas interiores (2.0 g L⁻¹), donde Gross *et al.* (2004), registraron 0.45 mg de nitrito-N L⁻¹ y Sowers *et al.* (2004), 0.42 mg de nitrito-N L⁻¹. El rendimiento obtenido en este estudio (6.1 ± 0.6 t ha⁻¹) fue comparable al registrado por los productores comerciales de camarón en México y los obtenidos en estudios experimentales utilizando esta misma especie y agua de baja salinidad (Esparza-Leal *et al.*, 2010 y Mariscal-Lagarda *et al.*, 2012).

Cuadro 2.1. Variables de calidad del agua (media ± desviación estándar) de los tanques de camarón monitoreadas diaria (temperatura, O₂, pH y CE) y semanalmente (TAN-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, y PO₄⁻-P).

Variables	Promedio ± DE
Temperatura (°C)	29.0±3.7
O ₂ (mg L ⁻¹)	6.0±0.9
pH*	8.3±0.3
CE (dS m ⁻¹)	3.0±0.1
TAN-N (mg L ⁻¹)	0.14±0.25
NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0.06±0.16
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0.71±0.72
PO ₄ ⁻ -P (mg L ⁻¹)	0.35±0.39

*En unidades de pH

2.4.2. Flujos de Cu y Zn

En la Fig. 2.1 se muestran los balances de masa, incluyendo los flujos y porcentajes para Cu y Zn. Ambos metales se originaron principalmente por la adición del alimento, que contribuyó con un 91.8% de Cu y 97.0% de Zn, seguido del agua de entrada, que representó el 8.2% de Cu y el 3.0% de Zn. Las postlarvas y la fertilización representaron contribuciones muy bajas (<0.1%). Las concentraciones de Cu (110.8 ± 11.8 µg g⁻¹) y Zn (69.0 ± 0.7 µg g⁻¹) en la biomasa de camarón (entero)

son altas para Cu y bajas para Zn, en comparación con los niveles registrados en camarones de cultivo de Brasil (37-47 $\mu\text{g Cu g}^{-1}$) (Lacerda *et al.*, 2006) y México (49.2 $\mu\text{g Cu g}^{-1}$, 60.1 $\mu\text{g Zn g}^{-1}$) (Páez-Osuna y Tron-Mayen, 1996). Sin embargo, estas concentraciones están por debajo de la concentración máxima permisible para Cu y Zn en mariscos para consumo humano (50 $\mu\text{g Cu g}^{-1}$ y 750 $\mu\text{g Zn g}^{-1}$ en peso seco) (Nauen, 1983). La biomasa de camarón cosechada representa el 33.4% y el 3.5% de los insumos de Cu y Zn, respectivamente. Las pérdidas de metales se produjeron principalmente a través de la descarga de agua durante la cosecha y eliminación del lodo orgánico; para Cu las pérdidas por estos métodos fueron de 20.4% y 46.2%, respectivamente, y para Zn las pérdidas fueron de 3.9% y 92.6%, respectivamente. Claramente, el lodo orgánico es la principal vía de extracción o desecho para los dos metales.

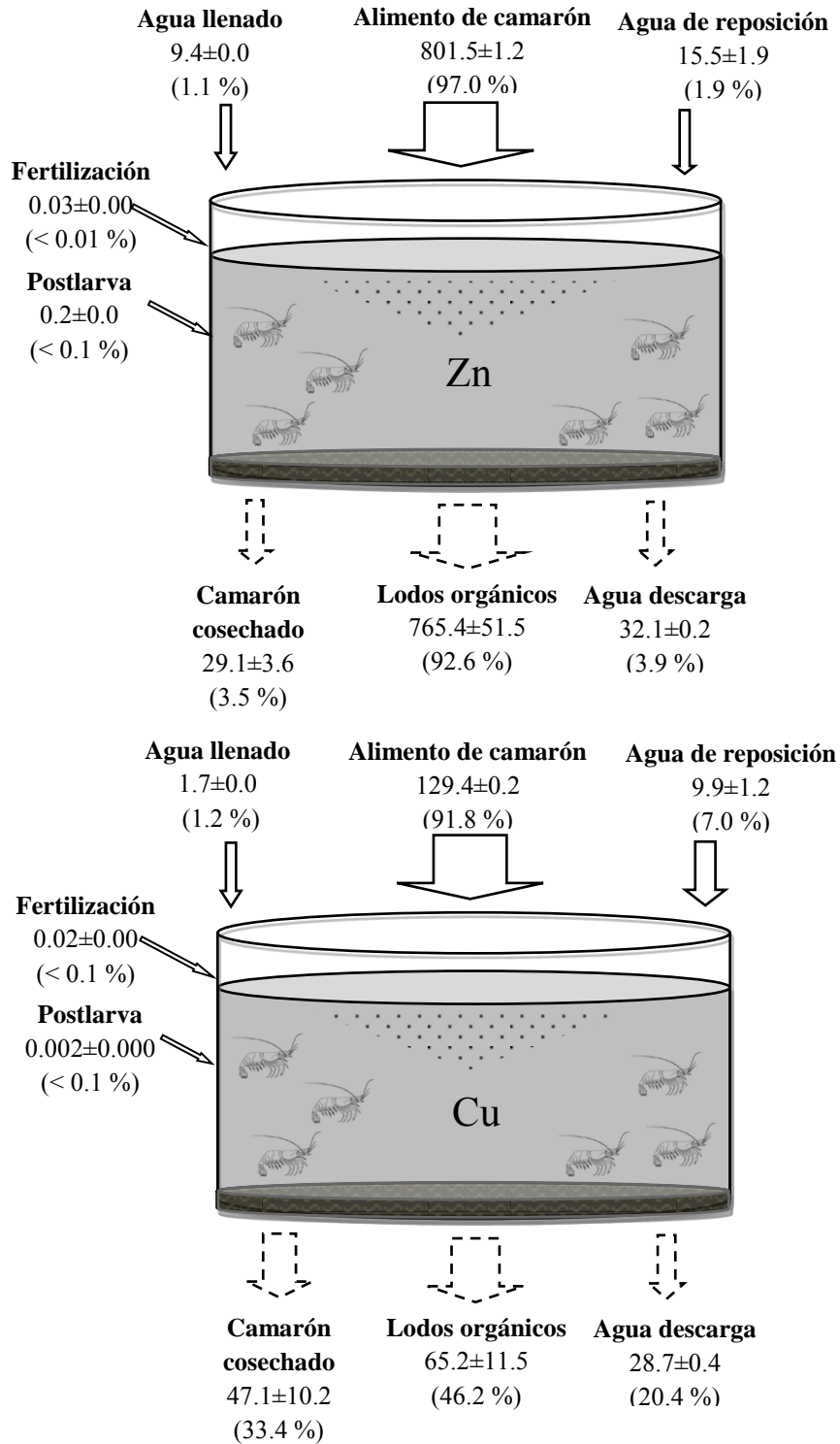


Figura 2.1. Balance de masas de Cu y Zn en el cultivo intensivo usando agua de baja salinidad. Los valores se representan con media \pm desviación estándar en mg tanque⁻¹ ciclo⁻¹; los porcentajes son con respecto a la entrada total del metal.

En la Fig. 2.2, se observa que el Cu tanto en el lodo como en la fracción disuelta tienen tendencia a mantenerse en niveles bajos durante las primeras 5 semanas, después de lo cual el Cu continúa aumentando hasta alcanzar $9 \mu\text{g L}^{-1}$ y $80 \mu\text{g g}^{-1}$ en el agua y el lodo, respectivamente. El Zn demostró un comportamiento diferente; la fracción disuelta aumentó de $56 \mu\text{g L}^{-1}$ en la semana 0 del ciclo de crecimiento hasta un máximo de $180 \mu\text{g L}^{-1}$ en las semanas 7 y 8, después de las cuales disminuyó a $20 \mu\text{g L}^{-1}$ en la semana 12, terminando en una concentración de aproximadamente $63 \mu\text{g L}^{-1}$ en el momento de la cosecha. Cabe señalar que los cambios en los niveles de Zn disuelto están directamente relacionados con los cambios de Zn en el lodo; Claramente, cuando se aumenta el Zn disuelto, se reduce el Zn en el lodo ($<100 \mu\text{g g}^{-1}$) y viceversa (Figura 2.2). Esta acumulación de Cu y Zn puede eventualmente causar toxicidad al camarón después de cierto número de ciclos cuando los sedimentos del fondo no se eliminan.

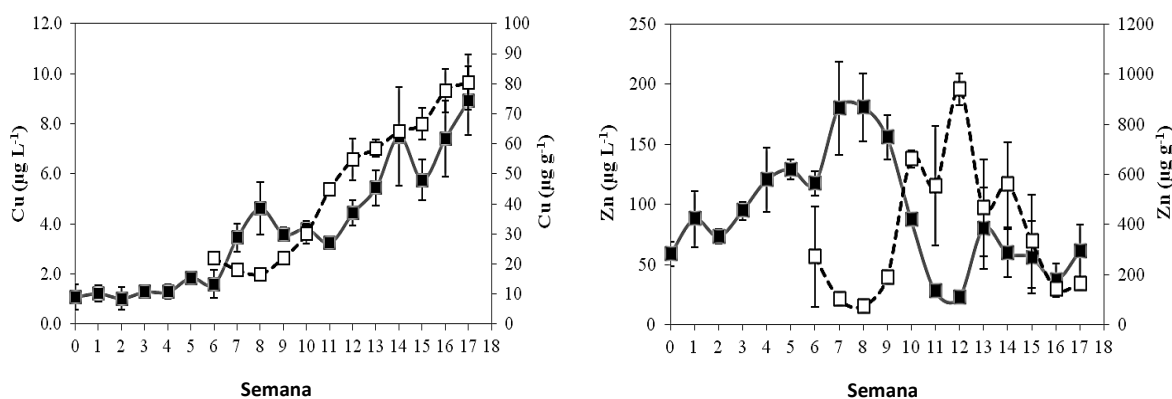


Figura 2.2. Concentraciones de cobre y zinc (media \pm error estándar) medidas semanalmente en la fracción disuelta ($\mu\text{g L}^{-1}$; cuadros oscuros) y lodos orgánicos ($\mu\text{g g}^{-1}$; cuadros claros) en los tanques de camarón.

Basándose en los balances de masa de ambos metales, la carga ambiental de Cu es de $93.9 \pm 11.5 \text{ mg de Cu}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$ (equivalente a $299 \pm 37 \text{ g de Cu ha}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$) y la carga ambiental de Zn es de $797.5 \pm 51.5 \text{ mg Zn tanque}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$ ($2,540 \pm 164 \text{ g Zn ha}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$). Suponiendo 2.0 ciclos de producción por año, lo que es típico de este tipo de granjas en México, las cargas de Cu y Zn alcanzarán $598 \pm 74 \text{ g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $5,080 \pm 328 \text{ g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente; expresados por unidad de producción,

estos resultados son equivalentes a 48.7 g de Cu t⁻¹ y 414.1 g de Zn t⁻¹ de camarón cosechado. Los estudios para comparar las cargas ambientales o los factores de emisión de metales debido a la cría y engorda de camarón son escasos. Lacerda *et al.* (2006; 2011), calcularon una carga de Hg y Cu de 175 mg ha⁻¹ año⁻¹ y 386.4 g ha⁻¹ año⁻¹ en el estuario del Río Jaguaribe, Brasil, valores que son varias veces menores que los resultados encontrados para Cu en nuestro experimento. Es interesante contrastar estos valores con los que resultan de otras actividades económicas; se han estimado cargas bajas de Cu para la ganadería (1.5 g ha⁻¹ año⁻¹) (Lacerda *et al.*, 2006) y la agricultura (45.5 g ha⁻¹ año⁻¹). Sin embargo, las emisiones totales de Cu de la agricultura son más significativas que las del cultivo de camarón, ya que el área dedicada a la acuicultura de camarón es pequeña en relación con la de la agricultura. En la parte occidental de México y la región del Golfo de California, actualmente hay 82,068 ha de estanques de camarón (CONAPESCA, 2013), mientras que la superficie agrícola cubre más de 1.7 millones de hectáreas (Páez-Osuna *et al.*, 2003). Asumiendo las cargas de Cu de nuestro modelo de camarón y la carga agrícola estimada por Lacerda *et al.* (2006) en la región del Golfo de California, la acuicultura de camarón genera una menor (51,469 kg de Cu), pero comparable a la agricultura (77,350 kg de Cu). Mientras que los insumos antropogénicos como los plaguicidas y los fertilizantes son la principal vía de entrada para el aumento de los metales pesados en los suelos agrícolas (Peris *et al.*, 2007 y Vieira da Silva *et al.*, 2016), en la acuicultura de camarón, los alimentos de camarón son responsables principalmente de los aumentos de las concentraciones de Cu y Zn en los lodos. En este estudio, se midieron concentraciones variables en el lodo purgado desde el fondo de los tanques de camarón (7.8-81.0 µg Cu g⁻¹ y 60-970 µg Zn g⁻¹); Los niveles más altos se encontraron en las últimas semanas para Cu y las semanas intermedias para Zn (Fig. 2.2). Estos valores máximos resultaron de la transferencia de partículas de Cu y Zn contenidas en el alimento de camarón, el cual es descargado eventualmente a los arroyos de manglares adyacentes después de la cosecha. En este último contexto, estudios recientes (Costa *et al.*, 2013 y Jara-Marini *et al.*, 2013), han evaluado la distribución de metales en aguas y sedimentos de ecosistemas de lagunas y manglares que reciben efluentes de cultivo de camarón; encontrando

niveles relativamente altos de Cu y Hg acumulados principalmente en los sedimentos, lo que enfatiza la necesidad de incluir estos metales como contaminantes potenciales al monitorear los impactos ambientales del cultivo intensivo de camarón.

Estos resultados muestran que el cultivo de camarón en el interior genera grandes cargas ambientales de Cu y Zn en términos de la cantidad por unidad de área, pero solo representa una pequeña contribución en comparación con la de la agricultura. Debido a que las cargas ambientales de Cu y Zn de la acuicultura de camarón se suman a las cargas procedentes de la agricultura y la ganadería, su rápido aumento puede tener el mayor impacto (como en los casos de nitrógeno y fósforo) en las aguas receptoras (Piñon-Gimate *et al.*, 2009; Lacerda *et al.*, 2008 y Lacerda *et al.*, 2006b), en las regiones donde está ampliamente extendido el cultivo de camarón. Con base en este estudio, es evidente que es necesario monitorear y evaluar las cargas ambientales de Cu, Zn, nutrientes y otros metales como el Hg asociado al cultivo de camarón y la agricultura en regiones donde estas actividades están altamente desarrolladas.

2.5. CONCLUSIÓN

Mientras que los insumos antropogénicos como plaguicidas y fertilizantes son la principal vía de entrada para el aumento de los metales pesados en los suelos agrícolas, en la acuicultura de camarón, los alimentos son responsables primordialmente de los incrementos de las concentraciones de Cu y Zn en lodos. En este estudio, se midieron concentraciones variables en el lodo purgado desde el fondo de los tanques de camarón ($7.8-81.0 \mu\text{g Cu g}^{-1}$ y $60-970 \mu\text{g Zn g}^{-1}$); Los niveles más altos se encontraron en las últimas semanas para Cu y las semanas intermedias para Zn. Estos niveles encontrados en los lodos resultaron de la transferencia de partículas de Cu y Zn contenidas en el alimento de camarón, el cual es descargado eventualmente a las marismas, los esteros y sedimentos de manglares adyacentes después de la cosecha.

Estos resultados demuestran que el cultivo de camarón en el interior genera grandes cargas ambientales de Cu y Zn en términos de la cantidad por unidad de

área, sin embargo, estas contribuciones son relativamente pequeñas en comparación con las generadas por la agricultura. Debido a que las cargas ambientales de Cu y Zn de la acuicultura de camarón se suman a las cargas procedentes de la agricultura y a las de la ganadería, su rápido aumento puede tener el mayor impacto (como en los casos de nitrógeno y fósforo) en las aguas receptoras, en las regiones donde está ampliamente extendida el cultivo de camarón. Es evidente la necesidad de monitorear y evaluar las cargas ambientales de Cu, Zn, nutrientes y otros metales como el Hg asociado al cultivo de camarón y la agricultura en regiones donde estas actividades se han venido intensificando.

2.6. LITERATURA CITADA

- APHA (American Public Health Association). 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; Port City Press, Baltimore, USA. 1391 pp.
- CONAPESCA. 2013. Anuario estadístico de acuicultura y pesca de la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. SAGARPA. México, D.F. 290 pp.
- Costa, B. G. B., T. M. Soares, R. F. Torres and L. D. Lacerda. 2013. Mercury distribution in a mangrove tidal creek affected by intensive shrimp farming. Bull. Environ. Cont. Toxicol. 90:537-541.
- Esparza-Leal, H. M., J. T. Ponce-Palafox, W. Valenzuela-Quiñonez, J. L. Arredondo-Figueroa and M. Garcia-Ulloa, 2010. Effects of density on growth and survival of juvenile pacific white shrimp, *Penaeus vannamei*, reared in low-salinity well water. J. of the World Aquacult. Soc. 41(4):648-654.
- FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. pp. 200.
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt and K. Krembling. 1990. Methods of seawater analysis; Verlag Chemie; Weinheim, Germany, 419 pp.
- Gross, A., S. Abutbul and D. Zilberg. 2004. Acute and chronic effects of nitrite on white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture in low-salinity brackish water. J. World Aquac. Soc. 35(3):315-321.

- Jara-Marini, M. E., J. N. Tapia-Alcaraz, J. A. Dumer-Gutierrez, L. García-Rico, J. García-Hernández and F. Páez-Osuna. 2013. Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the surface sediments of El Tobarí Lagoon, central-east Gulf of California: an ecosystem associated with agriculture and aquaculture activities. *J. Env. Sci. Health Part A*. 48:1842-1851.
- Lacerda, L. D., J. A. Santos and R. M. Madrid. 2006. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Mar. Pollut. Bull.* 52:1823–1826.
- Lacerda, L. D., M. Mussi-Molisani, D. Sena and L. Parente-Mai. 2008. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará state coast NE Brazil. *Environ. Monit. Asses.* 141:149-164.
- Lacerda, L. D., T. M. Soares, B. G. B. Costa and M. D. P. Godoy. 2011. Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. *Bull. Environ. Cont. and Toxicol.* 87(6):657-661.
- Li, E., L. Chen, C. Zeng, X. Chen, N. Yu, Q. Lai and J. G. Qin. 2007. Growth, body composition, respiration and ambient ammonia nitrogen tolerance of the juvenile white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, at different salinities. *Aquac.* 265:385-390.
- Lyle-Fritch, L. P., E. Romero-Beltran and F. Páez-Osuna. 2006. Survey on use of the chemical and biological products for shrimp farming in Sinaloa (NW Mexico). *Acuacult. Engine.* 35:135-146.
- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar and R. Felix-Gastelum. 2012. Integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum Mill*) with low salinity groundwater: Management and production. *Aquac.* 366(367):76-84.
- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar, K. Y. Brito-Solano, D. López-Pérez and R. Alonso-Rodríguez. 2014a. Water quality in an integrated culture of white shrimp

- (*Litopenaeus vannamei*)-tomato (*Lycopersicon esculentum*) using low salinity groundwater in Sonora, Mexico. *Exp. Agric.* 50(2):306-319.
- Mcgraw, W. J. and J. Scarpa. 2004. Mortality of freshwater acclimated *Litopenaeus vannamei* associated with acclimation rate, habituation period, and ionic challenge, *Aquac.* 236:285-296.
- Nauen, C. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO Fisheries Circular 764. Monaco, France. 102 pp.
- Páez-Osuna, F. and L. Trón-Mayen. 1996. Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the Northwest coast of Mexico. *Environ. Int.* 22(4):443-450.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environ. Manag.* 28(1):131-140.
- Páez-Osuna, F. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Poll. Bull.* 46:806-815.
- Peris, M., C. Micó, L. Recatalá, R. Sánchez and J. Sánchez. 2007. Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. *Sci. Tot. Environ.* 378:42-48.
- Piñón-Gimate, A., M. F. Soto-Jiménez, M. J. Ochoa-Izaguirre, J. García-Pagés and F. Páez-Osuna. 2009. Macroalgae blooms and $\delta^{15}\text{N}$ in subtropical coastal lagoons from Southeastern Gulf of California: discrimination among agricultural, shrimp and sewage effluents. *Mar. Pollut. Bull.* 58:1144-1151.
- Smith, D. M., M. A. Burford, S. J. Tabrett, S. J. Irvin and L. Ward. 2002. The effect of feeding frequency on water quality and growth of the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Aquac.* 207:125-136.
- Sowers A. D., S. P. Young, J. J. Isely, C. L. Browdy and Jr. Tomasso. 2004. Nitrite toxicity to *Litopenaeus vannamei* in water containing low concentrations of sea salt or mixed salts. *J. World Aquac. Soc.* 35, 445-451.
- UNEP, 1995. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 63, UNEP.

Vieira da Silva, F. B., C. W. Araújo do Nascimento, L. H. Vieira da Silva and R. F. da Silva. 2016. Assessing heavy metal sources in sugarcane Brazilian soils: an approach using multivariate analysis. *Environ. Monit. Asses.* 188:457.

CAPITULO 3. MERCURIO Y OTROS METALES EN LECHUGA (*Lactuca sativa*) CULTIVADA CON DOS EFLUENTES DE CULTIVO DE CAMARÓN DE BAJA SALINIDAD: ACUMULACIÓN Y EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA²

3.1. ABSTRACT

Shrimp farming effluents from two sources of low-salinity water, well water (WW) and diluted seawater (DSW) (salinity, 1.7 g L⁻¹; electrical conductivity, 2.7 dS m⁻¹), were used to grow lettuce (*Lactuca sativa*) in order to assimilate the nutrients present in shrimp effluents and produce edible biomass. The two treatments, WW and DSW, were tested in triplicate. Additionally, one hydroponic system in triplicate was constructed to grow lettuce using a nutritive solution as the control treatment (HS). The production variables of lettuce in the two crop varieties (*Parris Island* (VPI) and *Tropicana M1* (VTM1)) showed a general trend of DSW > HS > WW with regards to the size, weight and total foliage, except for the number of leaves, which was higher with HS treatment than with WW and DSW treatments. The accumulation of Cu, Hg, Mn and Zn in edible lettuce tissue and the health risk by the intake of lettuce were evaluated. Heavy metal concentrations in edible lettuce tissue for the three treatments showed the same trend of Mn > Zn > Cu > Hg, with concentration ranges of 47.1 to 188.7, 35.7 to 66.2, 4.1 to 6.4, and 0.01 to 0.02 mg kg⁻¹ (dry weight), respectively. Such concentrations did not exceed the safe limits (CAC, 1984). The health risk index and target hazard quotient were <1, which indicates that the population exposed to these metals due to intake from lettuce consumption is unlikely to have adverse health effects when shrimp farming effluents are used to grow lettuce plants.

²Artículo científico publicado en: Science of the Total Environment (ISSN 0048-9697). 650, 2: 2535-2544. 32

3.2. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con la FAO (2016), La población mundial actual ha alcanzado más de 7,200 millones de habitantes y se espera que para el año 2050 ascienda hasta aproximadamente 9,700 millones de habitantes. Lo anterior, provocará un incremento del 60 % en la demanda de alimentos a nivel mundial. En el año de 2014, la producción de peces (captura y acuicultura) alcanzó los 167.2 millones de toneladas, de las cuales la acuicultura aportó el 44% de la producción total para mantener la seguridad alimenticia. En las últimas tres décadas, el sector acuícola ha experimentado un gran crecimiento y parte de esta tendencia ha sido a través de la acuicultura tierra adentro, debido a que ha incrementado su producción de 29.9 millones de toneladas en el año 2007 hasta 47.2 millones de toneladas para el año 2014. Vale la pena señalar que de los 2.7 millones de toneladas en la producción de crustáceos (langostinos y camarones), el 27% corresponde a la acuicultura continental. En este contexto, el cultivo de camarón está asociado con varios impactos negativos potenciales en el medio ambiente por descarga de efluentes a los cuerpos de agua receptores, incluida la eutrofización por exceso de nutrientes, contaminación por antibióticos y otros aditivos procedentes de la acuicultura (Páez-Osuna, 2001; Lyle-Fritch *et al.*, 2006), incluidos los metales pesados (Lacerda *et al.*, 2006; 2011; León-Cañedo *et al.*, 2017).

Los metales pesados como Cu, Zn y Mn son referidos como micronutrientes esenciales para humanos, animales y plantas para regular y mantener la salud y se requieren en pequeñas cantidades, pero un exceso de estos puede causar un efecto tóxico (Salisbury y Ross, 1994; Sparks, 2005). El Hg no se considera como un elemento esencial para la nutrición, sin embargo, está presente en el medio ambiente ya sea de forma natural a partir de emisiones volcánicas, incendios forestales y meteorización de la corteza terrestre o de origen antropogénico asociado a procesos de alta temperatura (fundición, combustión de carbón e incineración) combinado con usos comerciales de Hg (baterías y termómetros), así como la eliminación de desechos cargados de Hg (por ejemplo, derivados de la minería) que se convierten en formas volátiles en el medio ambiente (Boyle, 2010).

Recientemente, Hg, Cu y Zn se han asociado a la camaronicultura. Lacerda *et al.* (2006, 2011) y León-Cañedo *et al.* (2017), han demostrado que estos tres metales junto con el Mn están asociados al enriquecimiento de sedimentos y aguas de granjas camaronícolas; lo cual se debe al uso de productos químicos (compuestos para el tratamiento del agua y del suelo, fertilizantes, aditivos para alimento (sulfato de cobre, sulfato de manganeso, sulfato de zinc, óxido de zinc) y fungicidas (sulfato de cobre) que se utilizan ampliamente. Por ejemplo, en México el 91–100% de todas las granjas camaroneras aplican productos químicos que contienen dichos metales (Lyle Fritch *et al.*, 2006). Por lo tanto, la aplicación continua de estos productos químicos en granjas camaronícolas puede constituir un problema en el uso del efluente producido para el cultivo de lechuga y otras hortalizas. En el cultivo intensivo de camarón, estos metales también pueden originarse a partir de la adición de alimento (Hg como impurezas), seguido por el agua entrante, mientras que el lodo orgánico y el agua de salida son las principales rutas de eliminación (Tacon y Forster, 2003; Lacerda *et al.*, 2006; Tacon y Hasan, 2007). Aunque los niveles de metales descritos son relativamente reducidos, estos pueden ser motivo de preocupación debido a las emisiones de metales en los cuerpos de agua receptores adyacentes (Lacerda *et al.*, 2011; León Cañedo *et al.*, 2017).

En diversos países de América del Norte, Europa, Asia y América Latina, las aguas residuales industriales y municipales (tratadas o no) eventualmente se utilizan para el riego de árboles, bosques y algunos forrajes principalmente en ecosistemas suburbanos, debido a su fácil disponibilidad, problemas en su eliminación y escasez de agua dulce (Arora *et al.*, 2008). Se estima que al menos 20 millones de hectáreas de tierra en 50 países se riegan con aguas residuales crudas o parcialmente tratadas (Emenyonu *et al.*, 2010). Por otro lado, se han llevado a cabo varios estudios para evaluar el crecimiento de diferentes hortalizas con riego de aguas residuales de diferentes fuentes, como la lechuga (Cuba *et al.*, 2015), el tomate (Cirelli *et al.*, 2012), y la fresa (Villarreal *et al.*, 2011). En los últimos años, los efluentes y las aguas de la acuicultura se han utilizado para regar plantas, de hecho, se han desarrollado varios estudios para evaluar el efecto potencial del riego utilizando este tipo de aguas a través de los monocultivos tradicionales (Seawright *et al.*, 1998; Palada *et al.*, 1999),

mediante tecnología de acuaponía (Rakocy *et al.*, 2004, 2007; Endut *et al.*, 2016) o sistemas de recirculación (Naegel 1977; Mariscal-Lagarda *et al.*, 2012; 2014; Fierro-Sañudo *et al.*, 2015).

El uso de aguas residuales y/o efluentes como fuente de riego en las plantas proporciona beneficios como el aumento de la producción, la optimización del uso del agua y la reducción de la dosis de fertilizante. Sin embargo, también hay desventajas en términos de cultivos como la salinización de los suelos, los efectos adversos por la salinidad, el exceso de nutrientes y la presencia de coliformes (Urbano *et al.*, 2017). En este contexto, una preocupación sería ha sido que los metales pesados se acumulan fácilmente en las partes comestibles de vegetales de hojas en comparación con los cultivos de granos o frutas (Mapanda *et al.*, 2005). Nuestra hipótesis es que, a diferencia de las aguas municipales e industriales, los efluentes de baja salinidad de la acuicultura de camarón tienen niveles más bajos de metales pesados, lo que los hace viables y aceptables para el cultivo de plantas, como la lechuga.

La lechuga (*Lactuca sativa* L.) se consume ampliamente en todo el mundo y su producción superó los 24 millones de toneladas en 2014 (FAO, 2014). Este vegetal es una planta anual de la familia Asteracea que normalmente se cultiva en climas tropicales, que también se ha utilizado como bioindicador para evaluar la contaminación del suelo y el agua (Wolf *et al.*, 2017). El presente estudio se realizó con el objetivo de evaluar las concentraciones de cuatro metales pesados (Cu, Mn, Zn y Hg) en dos variedades de lechuga *Lactuca sativa*, var. Parris Island (VPI) y var. Tropicana M1 (VTM1) cultivadas en una sistema hidropónico de raíz flotante, DFT (*Deep Flow Technique, por sus siglas en Ingles*) con efluentes de cultivos de camarón. El efecto del uso de los efluentes de los cultivos de camarón se evaluó examinando la acumulación de Cu, Zn, Mn y Hg en la lechuga (hojas y raíces). Además, el riesgo para la salud humana por la ingesta de metales pesados asociada al consumo de lechuga se estimó a través de la ingesta diaria (IDE) de metales, así como el índice de riesgo de salud (IRS) y el cociente de peligrosidad objetivo (CPO).

3.3. MATERIALES Y METODOS

3.3.1. Descripción del experimento

El estudio se realizó en el Módulo Experimental YK, ubicado en Mazatlán, Sinaloa, México (23° 12' 11.9" N; 106° 25' 41.29" W). El sistema experimental para el cultivo de camarones consistió de seis tanques (2 m de diámetro x 1.2 m de altura, 3.14 m³ de capacidad por tanque) que se acoplaron a un sistema hidropónico de raíz flotante, DFT; los tanques se usaron para el cultivo de camarones y el sistema DFT para el cultivo de lechugas (Fig. 3.1). Tres tanques se llenaron con agua de pozo (AP) con una conductividad eléctrica (CE) de 2.7 dS m⁻¹ de una granja de camarón ubicada en el sur de Sinaloa, y tres tanques fueron llenados con agua de mar disuelta (AMD) con la misma conductividad eléctrica preparada con agua de mar (34 g L⁻¹) y agua dulce (0.2 g L⁻¹) del suministro doméstico. El acoplamiento de la lechuga con los tanques de camarón se hizo justo después de que se cosecharon los camarones (7 semanas de crecimiento). El efluente del cultivo de camarones utilizado en ambos tratamientos (AP y AMD) se define aquí como el agua que queda al final de un ciclo de cultivo, que normalmente los acuicultores descargan durante la cosecha.

Las postlarvas (PL) de *L. vannamei* (0.69 ± 0.1 g) utilizadas en este experimento para el cultivo de camarones fueron proporcionadas por Proveedora de Larvas S.A. de C.V. Las postlarvas se aclimataron a 1.7 g L⁻¹ de salinidad de acuerdo con McGraw y Scarpa (2004) y se cultivaron a una densidad de 75 PL m⁻³ por ciclo de cultivo. Los camarones fueron alimentados con alimentos "Flake" (52% de proteína, Brine Shrimp Co., Utah, EE. UU.) durante la primera semana y luego durante 4 semanas con el alimento "Camaronina" (35% de proteína; Nestlé Purina PetCare Company, St. Louis, Missouri, EE. UU.) hasta la cosecha. El manejo (densidad de siembra, alimentación e intercambio de agua) y la producción del cultivo del camarón fue presentado y discutido en León-Cañedo *et al.* (2017).

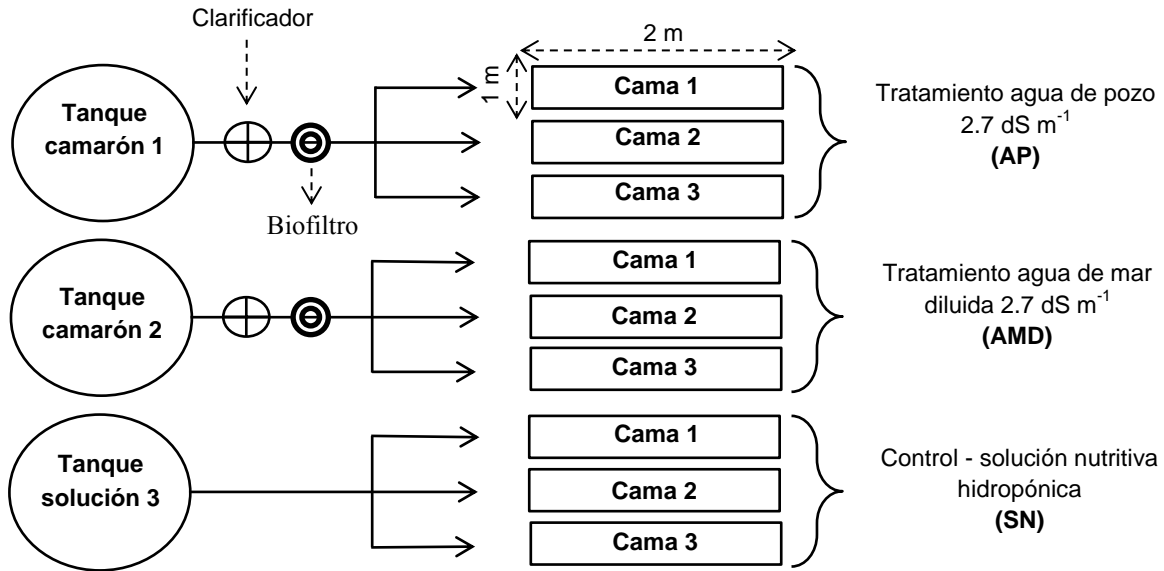


Figura 3.1. Esquema del sistema experimental utilizado en el presente estudio. Los tratamientos (utilizando agua de pozo (AP), agua de mar diluida (AMD) y la solución nutritiva (SN)) se realizaron por triplicado.

Cada tanque de camarón se conectó a un tanque sedimentador de 180 L, un biofiltro de 120 L con sustrato en forma de perlas de PEAD (polietileno de alta densidad) y grava como sustrato para fijar bacterias nitrificantes. A su vez, estos fueron acoplados al sistema DFT para el cultivo de lechuga. Este último, consistió en camas construidas con bloques de cemento cubiertos con plástico (3.0 m de largo x 1.0 m de ancho x 0.2 m de alto) con una pendiente del 1% (Fig. 3.1). Se utilizaron dos tipos de efluentes del cultivo de camarón: (i) a partir de tanques de camarones llenos con agua de pozo (tratamiento AP, CE 2.7 dS m⁻¹); y (ii) a partir de tanques de camarones llenos con agua de mar diluida (tratamiento AMD, CE 2.7 dS m⁻¹). Además, se construyó un tratamiento control que consta de tres camas en sistema DFT para cultivar lechuga utilizando una solución hidropónica nutritiva (SN) de acuerdo con Samperio-Ruiz (2000) y se usó para comparar el crecimiento de plantas de lechuga y la acumulación de metales en sus tejidos. Los principales componentes químicos de la solución nutritiva de hidroponía (SN) se incluyen en el Cuadro 3.1. La aireación en las camas fue suministrada por un soplador (blower) de 1 HP.

Las plántulas de lechuga se trasplantaron a su tratamiento respectivo 30 días después de la siembra. Las plántulas se pusieron a flotar en sus correspondientes sistemas DFT en placas de poliestireno (2.0 m de largo x 1.0 m de ancho x 1.0 "de espesor); 32 plántulas (16 plantas m⁻²) en cada cama (separadas 25 cm entre sí). El agua se transfirió por gravedad desde los tanques de cultivo de camarón hacia el resto del sistema utilizando una manguera de PET de ½" de diámetro. Al final del sistema DFT, el agua se recibió en un tanque de 50 L, y luego fue bombeada nuevamente a los tanques de cultivo de camarón (sin camarones) por una bomba periférica de ½ HP. La recirculación del agua se mantuvo a un flujo constante de 2 L min⁻¹. El agua perdida por evaporación, evapotranspiración de las plantas y el drenaje de los tanques de asentamiento se reemplazó utilizando el efluente de camarón (o solución de SN) de un tanque de 450 L conectado a los depósitos de la bomba, donde el agua fue reemplazada luego de alcanzar un nivel predeterminado.

La lechuga (*L. sativa*) es una hortaliza de crecimiento rápido y resistente, su valor umbral de CE oscila entre 1.0 y 1.4 dS m⁻¹, con una pendiente de reducción de rendimiento de 6 a 8% por 1.0 dS m⁻¹ (Maas, 1986). Después de la cosecha, las lechugas se pesaron individualmente para los tejidos de raíces y follaje y se registraron las variables de producción.

Cuadro 3.1. Caracterización química de los efluentes del cultivo de camarón usados para el crecimiento de lechuga (promedio \pm DE) durante las etapas inicial y final del ciclo de cultivo. AP, se refiere a tanques de cultivo de camarón llenados con agua de pozo; AMD, se refiere a los llenados con agua de mar diluida, ambas a 2.7 dS m⁻¹ de CE.

Variable	n	AP		AMD		SN*
		Inicial	Final	Inicial	Final	
Temp. (°C)	6	21.5 \pm 2.2 ^{a,1}	19.3 \pm 1.3 ^{a,1}	21.2 \pm 1.0 ^{a,1}	19.6 \pm 2.1 ^{a,1}	21.6
OD (mg L ⁻¹)	6	7.8 \pm 0.3 ^{a,1}	7.6 \pm 0.4 ^{a,1}	7.9 \pm 0.4 ^{a,1}	7.5 \pm 0.3 ^{a,1}	7.1
pH	6	6.9 \pm 0.4 ^{a,1}	7.0 \pm 0.3 ^{a,1}	7.0 \pm 0.3 ^{a,1}	6.7 \pm 0.2 ^{a,1}	6.1
CE (dS m ⁻¹)	6	2.7 \pm 0.1 ^{a,1}	2.6 \pm 0.3 ^{a,1}	2.7 \pm 0.1 ^{a,1}	2.8 \pm 0.4 ^{a,1}	2.3
TAN-N (μ g L ⁻¹)	3	13.8 \pm 6.9 ^{a,1}	31.1 \pm 14.7 ^{a,1}	27.8 \pm 11.8 ^{a,1}	37.9 \pm 22.1 ^{a,1}	41,200
NO ₂ ⁻ -N (μ g L ⁻¹)	3	2.8 \pm 1.2 ^{a,1}	32.4 \pm 3.9 ^{b,1}	18.8 \pm 16.8 ^{a,1}	20.0 \pm 3.5 ^{a,1}	2.5
NO ₃ ⁻ -N (μ g L ⁻¹)	3	488.9 \pm 155.8 ^{a,1}	668.4 \pm 170.7 ^{a,1}	640.4 \pm 139.4 ^{a,1}	587.0 \pm 168.5 ^{a,1}	140,790
NT (mg L ⁻¹)	3	3.4 \pm 1.3 ^{a,1}	2.5 \pm 0.1 ^{a,1}	2.4 \pm 0.4 ^{a,1}	3.1 \pm 0.5 ^{a,1}	190.3
PO ₄ ⁻ -P (μ g L ⁻¹)	3	82.1 \pm 76.3 ^{a,1}	261.8 \pm 21.1 ^{a,1}	133.4 \pm 62.0 ^{a,1}	210.7 \pm 103.1 ^{a,1}	45,600
PT (μ g L ⁻¹)	3	171.5 \pm 41.9 ^{a,1}	318.4 \pm 24.7 ^{a,1}	164.2 \pm 80.9 ^{a,1}	303.4 \pm 124.7 ^{a,1}	45,600
K ⁺ (mg L ⁻¹)	3	32.9 \pm 9.2 ^{a,1}	33.6 \pm 4.4 ^{a,1}	34.3 \pm 2.7 ^{a,1}	35.9 \pm 2.9 ^{a,1}	211.6
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	3	58.2 \pm 8.1 ^{a,1}	57.5 \pm 14.3 ^{a,1}	47.6 \pm 8.5 ^{a,1}	43.7 \pm 2.0 ^{a,1}	49.6
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	3	230.1 \pm 12.8 ^{a,1}	244.8 \pm 40.6 ^{a,1}	265.5 \pm 63.6 ^{a,1}	236.4 \pm 17.0 ^{a,1}	41.6
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	3	729.1 \pm 38.5 ^{a,1}	669.2 \pm 45.1 ^{a,1}	689.7 \pm 131.7 ^{a,1}	619.8 \pm 34.3 ^{a,1}	13.6
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	3	59.8 \pm 6.1 ^{a,1}	61.4 \pm 8.9 ^{a,1}	52.1 \pm 3.3 ^{a,1}	53.7 \pm 2.7 ^{a,1}	131.2
Fe (mg L ⁻¹)	3	ND	ND	ND	ND	2.9
Cu (μ g L ⁻¹)	3	19.6 \pm 1.2 ^{a,1}	22.0 \pm 0.7 ^{a,1}	22.0 \pm 5.3 ^{a,1}	20.9 \pm 4.9 ^{a,1}	100
Mn (μ g L ⁻¹)	3	1.0 \pm 0.4 ^{a,1}	1.9 \pm 0.7 ^{a,1}	1.2 \pm 0.6 ^{a,1}	1.7 \pm 0.4 ^{a,1}	400
Zn (μ g L ⁻¹)	3	33.0 \pm 6.8 ^{a,1}	38.4 \pm 14.4 ^{a,1}	58.0 \pm 15.0 ^{a,1}	36.1 \pm 7.1 ^{a,1}	100
Hg (μ g L ⁻¹)	3	6.7 \pm 0.6 ^{b,1}	0.7 \pm 0.1 ^{a,1}	6.7 \pm 0.4 ^{b,1}	0.7 \pm 0.3 ^{a,1}	<0.2

Promedios con letra distinta (a, b) entre agua inicial y final de un mismo tratamiento indican diferencias significativas (P <0.05); promedios con número distinto (1, 2) entre AP y AMD para un mismo tipo de agua (inicial o final) indican diferencias significativas (P <0.05).

3.3.2. Análisis químicos y fisicoquímicos de los efluentes de camarón

El efluente de camarón de ambos tratamientos, AP y AMD se analizaron de acuerdo con los siguientes cuatro grupos de variables: (i) parámetros fisicoquímicos; (ii) componentes mayoritarios; (iii) nutrientes; y (iv) metales pesados. La temperatura, pH, CE y oxígeno disuelto se midieron usando un medidor de oxígeno disuelto (modelo DO200, YSI, Ohio, EE. UU.), mientras que el pH y la conductividad eléctrica se midieron usando un medidor de pH (modelo HI 98129, Hanna instruments, Texas, EE. UU.). La precisión, estimada como el coeficiente de variación, fue de 5.5%, 2.2% y 4.1% para el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad, respectivamente. La calibración del pH y el medidor CE se realizó utilizando soluciones amortiguadoras o buffer de pH 4.01 (Orion 910104, Thermo Scientific) y 7.01 (Orion 910110, Thermo Scientific) y una solución HANNA CE de $1413 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

Se recogieron muestras para análisis de iones principales y nutrientes (en la etapa inicial y final del cultivo) directamente de los tanques (25 cm por debajo de la superficie del agua) y se filtraron utilizando filtros Whatman GF/F. Las muestras de agua se almacenaron en botellas de plástico limpias (120 mL) y se transportaron al laboratorio a baja temperatura ($4 \text{ }^\circ\text{C}$). Se recogieron muestras de agua para el análisis de metales pesados en frascos de polietileno lavados con ácido (2 M HNO_3) (60 mL) y se filtraron inmediatamente a través de filtros de $0.45 \mu\text{m}$ lavados y enjuagados con ácido ($\text{HCl } 0.5 \text{ M}$) (Tipo HA, Millipore). Los filtrados se acidificaron con HNO_3 (J.T. Baker, grado Trace metal analysis) y se usaron para el análisis de las fracciones disueltas. Los análisis de metales pesados y los iones mayoritarios se realizaron por medio de las técnicas de flama (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} y Na^+), horno de grafito (Cu, Zn y Mn) y generación de vapor en frío (Hg) mediante espectrometría de absorción atómica (EAA) (SpectraAA 220, Varian VGA-110). Las concentraciones de nutrientes se midieron usando los procedimientos descritos por Grasshoff *et al.* (1990). La precisión (expresada como el coeficiente de variación en %) de los diferentes análisis fue variable según el elemento determinado: de 3.5 (para K) a 8.2% (para Ca) para componentes mayoritarios; de 3.5 (para Hg) a 7.8% (para Mn) para metales pesados; y del 5.0% (para nitratos) al 9.6% (para amonio) para nutrientes.

3.3.3. Concentración de metales pesados en la lechuga

Durante la cosecha, se seleccionaron aleatoriamente ocho plantas completas de cada variedad de cada cama (24 plantas por tratamiento y variedad) para determinar las concentraciones de metales en tejido comestible y raíces. Las plantas se lavaron por primera vez con agua Milli-Q purificada para eliminar las impurezas, y después de la limpieza, el tejido comestible y las raíces de cada conjunto de 8 plantas fueron separadas, liofilizadas ($-49\text{ }^{\circ}\text{C}$ y 132×10^{-3} mbar durante 72 h) y molidas para obtener un pool de 100 g (tres por tratamiento y variedad). Se analizaron un total de 24 muestras de lechuga por tratamiento y variedad; por lo tanto, se analizaron un total de 144 muestras de lechuga. Se digirió una alícuota de las muestras de tejido agrupadas, homogeneizadas y secas (0.25 g de peso seco) utilizando 5 mL de HNO_3 concentrado en viales de Teflon (Savillex) tapados (UNEP, 1995). Luego, los viales se calentaron a $140\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 3 h en un horno de microondas (CEM-MARS 6). Una vez que las muestras digeridas estuvieron a temperatura ambiente, se diluyeron con agua Milli-Q hasta un volumen final de 25 mL. Las muestras blanco y el material de referencia estándar de espinaca SRM-1570a (NIST, 2001) se digirieron (una por cada 25 muestras) utilizando el mismo procedimiento para determinar la exactitud y precisión. Los análisis de Cu, Mn y Zn se realizaron utilizando la técnica de horno de grafito, mientras que el Hg se midió por la técnica de generación de vapor frío AAS (SpectraAA 220, Varian VGA-110). Los análisis de Na, K, Ca y Mg se realizaron por duplicado utilizando espectrometría de absorción atómica por flama (SpectraAA 220). Los valores de recuperación de los análisis del material de referencia estándar SRM-1570a para oligoelementos en hojas de espinaca fueron 88.1, 88.0, 89.3 y 89.5% para Cu, Mn, Zn y Hg, respectivamente; mientras que para Na, Ca, Mg y K fueron 114.8, 100.0, 114.7, 93.0%, respectivamente. Se determinó la precisión por el coeficiente de variación, el cual varió desde 4.8 (Cu) a 9.2% (Mn); mientras que para Na y macronutrientes fluctuaron desde 3.1 (K) a 7.3% (Ca).

3.3.4. Ingesta diaria estimada (IDE)

La ingesta diaria de metales se estimó utilizando la siguiente ecuación (Arora *et al.*, 2008):

$$IDE = (C_m \times ID_v \times F) / PC$$

donde, C_m es la concentración de Cu, Mn, Zn y Hg (mg kg^{-1} base en peso seco) en el tejido comestible de lechuga, ID_v representa la ingesta diaria promedio de vegetales, F es el factor de conversión ($0.085 + 0.002$ en nuestro caso) utilizado para convertir el peso de lechuga fresca a peso seco y PC , es el peso corporal. Se consideró que el peso corporal promedio es de 67.9 kg, mientras que la ingesta diaria promedio de vegetales se consideró ser $0.05 \text{ kg persona}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Eregno *et al.*, 2017).

3.3.5. Evaluación del riesgo a la salud

Con el fin de evaluar los riesgos para la salud de Cu, Mn, Zn y Hg asociados con el consumo de lechuga cultivada con efluentes camaronícolas de baja salinidad, se calcularon el índice de riesgo a la salud (IRS) y el coeficiente de peligrosidad objetivo (CPO). Los IDE de cada metal fueron necesarios para calcular el IRS mediante el uso de la dosis oral de referencia (DOR) para efectos no carcinogénicos, que es la dosis oral por kg de peso corporal. Los valores de DOR para metales pesados se tomaron de la USEPA (2006; 2017). El estándar de protección a la salud para el riesgo por el tiempo de vida para IRS y CPO es 1.0, por lo tanto, los valores por encima de 1.0 se consideran de un posible riesgo para la salud (USEPA, 2006).

El IRS que es la relación entre IDE y DOR que expresa el riesgo para la salud de efectos no carcinogénicos se calculó de la siguiente manera (Jan *et al.*, 2010):

$$IRS = IDE / DOR$$

donde IDE representa la ingesta diaria de metales y DOR representa la dosis oral de referencia. El valor de DOR para Cu, Mn, Zn y Hg es 0.04, 0.14, 0.30 y $0.0003 \text{ mg kg}^{-1} \text{ peso corp. d}^{-1}$, respectivamente. Los valores de DOR fueron tomados de USEPA (2017). Un IRS <1 indica que la población es segura; y un IRS >1 indica que la población no es segura debido al riesgo para la salud asociado con el consumo de metales pesados.

EL CPO es la relación entre la concentración de metales pesados y la dosis oral de referencia ponderada por la duración y frecuencia de la exposición, la tasa de ingesta y el peso corporal (Hope and Stock, 1998; Eregno *et al.*, 2017). Cuando el índice CPO es <1, significa que es poco probable que la población expuesta a la ingesta de metales pesados por el consumo de lechuga tenga efectos adversos para la salud. Los valores de CPO entre 1 y 5 consideran que la población expuesta está en un cierto nivel de riesgo para la salud. CPO > 5 indica que la población tiene un alto nivel de riesgo para la salud. El CPO se calcula como sigue (Eregno *et al.*, 2017):

$$\text{CPO} = (\text{FE} \times \text{DE} \times \text{Tlv} \times \text{Cm} \times 10^{-3}) / (\text{DOR} \times \text{PC} \times \text{TEnc})$$

donde FE es la frecuencia de exposición (d año⁻¹); DE es la duración de la exposición (años, equivalente a la esperanza de vida); Tlv es la tasa de ingesta per cápita de lechuga (g día⁻¹, con base al peso fresco (p.f.)); Cm es la concentración de metal en el tejido comestible de lechuga (mg kg⁻¹, p.f.); DOR es la dosis de referencia oral (mg kg⁻¹ día⁻¹); PC es el peso corporal promedio (kg); y TEnc es el tiempo de exposición promedio para no carcinogénicos (104 días año⁻¹ × DE). El valor de PC se tomó como 67.9 kg (población Latinoamericana y Caribeña, Walpole *et al.*, 2012), mientras que se asumió que los valores para Tlv, FE y DE, fueran (Eregno *et al.*, 2017): 50 g, 104 días año⁻¹ y 70 años de esperanza de vida, respectivamente.

3.3.6. Análisis estadístico

Para llevar a cabo el análisis estadístico de los datos recopilados, las pruebas de normalidad y homogeneidad de las varianzas se aplicaron a través de la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Se utilizó un ANOVA de una vía para determinar las diferencias entre los tratamientos de lechuga y las variedades, mientras que los datos que no cumplieron con los supuestos de ANOVA se analizaron de forma no paramétrica utilizando la prueba de Kruskal Wallis. Si se encontraron diferencias significativas (p <0.05), se realizó una prueba post hoc (prueba de Tukey HSD) para indicar las diferencias específicas entre los tratamientos. El software empleado fue STATISTICA 7 (Statsoft Inc., Tulsa, EE. UU.).

3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.4.1. Caracterización de los efluentes camaronícolas

El Cuadro 3.1, resume las variables químicas y fisicoquímicas de calidad del agua de los efluentes AP y AMD usados como fuente de irrigación para el crecimiento de lechuga durante la etapa inicial y final del ciclo de cultivo. En general, ambos efluentes de camarón exhibieron valores fisicoquímicos similares (pH, temperatura, CE y oxígeno disuelto) y composición elemental (iones mayoritarios, nutrientes y metales). De acuerdo con Ayers y Westcot (1985), las concentraciones usuales de elementos presentes en aguas para riego agrícola se encuentran entre rangos de 0-920, 0-60, 0-2, 0-1065 y 0-400 mg L⁻¹ para Na⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻ y Ca²⁺, respectivamente. Las concentraciones de Cl⁻ registradas en ambos tipos de efluentes de camarón son altas en comparación con las especificadas por Ayers y Westcot (1985), como límites de restricción (Cl⁻, 355 mg L⁻¹) para riego. Este elemento suele ser limitante para el crecimiento de las plantas; sin embargo, la susceptibilidad de estas depende del umbral de resistencia y el tiempo de retención del riego. Se destaca que las concentraciones de Cl⁻ y Na⁺ en los efluentes provenientes del cultivo de camarón de agua de pozo (AP) son incluso más altas que aquellas registradas como concentraciones habituales para este tipo de agua (Millero, 2006). Esto podría deberse a la proximidad de la cuña marina en el sitio donde se recolectó el agua de AP. Según las directrices para los metales pesados en el agua de riego (FAO, 1985; WHO, 1989; Khan *et al.*, 2005), las concentraciones máximas permisibles (CMP) deberían ser del orden de 200, 2000, 200 y 10 µg L⁻¹ para el Cu, Zn, Mn y Hg, respectivamente, para que las plantas no presenten efectos tóxicos.

Los efluentes de camarón evaluados en nuestro estudio están por debajo de las concentraciones referidas para esos elementos; sin embargo, la concentración de nutrientes dentro de las plantas es generalmente 10 a 1000 veces más alta que la encontrada en el medio nutritivo (solución nutritiva, suelos y sustratos) (Ayers y Westcot, 1985).

Los metales pesados presentes en los efluentes de la acuicultura del camarón se debe su presencia como un componente natural de los alimentos, especialmente harina de pescado y como impurezas de los fertilizantes y otros productos químicos

utilizados (Chou *et al.*, 2002; Lyle-Fritch *et al.*, 2006). Existen relativamente pocos estudios sobre la composición de los metales en los efluentes del cultivo de camarón. Lacerda *et al.* (2011) encontraron niveles variables de Hg, de 9.2 ng L⁻¹ al drenar el 80% del volumen del estanque, y 179 ng L⁻¹ en el resto durante el vaciado del estanque de camarón. Aunque las concentraciones de Hg encontradas en nuestro estudio son (6.7 µg L⁻¹) varias veces superiores a estos niveles, estas siguen siendo relativamente bajas en comparación con los límites máximos permisibles para riego (10.0 µg L⁻¹; Khan *et al.*, 2005).

Con excepción de la concentración del Hg, que disminuye aproximadamente 10 veces durante el ciclo de producción, elementos como Cu, Mn y Zn, exhiben concentraciones comparables en ambos efluentes de camarón inicial y final de AP y AMD. Sin embargo, la concentración de estos metales en el agua utilizada para el cultivo de lechuga no implica que estén disponibles y sean bioacumulados por las plantas, ya que factores como el medio de cultivo y el pH influyen directamente en su biodisponibilidad, afectando su especiación, transporte y solubilidad (Salisbury y Ross, 1994). Además, la abundancia de otros elementos puede reducir la biodisponibilidad de los mismos (Eregno *et al.*, 2017).

3.4.2. Variables de crecimiento y producción de lechuga

Al final del ciclo de cultivo de la lechuga, se registró la biomasa total producida como tejido comestible para cada variedad y tratamiento. Las variables de producción se muestran en el Cuadro 3.2. Los resultados en las dos variedades de lechuga (VPI y VTM1) mostraron una tendencia de producción de AMD > SN > AP para el tamaño, peso promedio y variables de rendimiento con excepción del número de hojas donde el tratamiento SN fue más alto que el de AP y AMD. Se encontraron diferencias significativas entre tratamientos de la misma variedad en peso promedio y rendimiento dentro de AP y AMD para VPI, mientras que para VTM1 se encontraron diferencias significativas entre AP con respecto a AMD y SN.

Para el tamaño promedio, se encontraron diferencias significativas entre AMD y SN para VPI y dentro de AP con respecto a AMD y SN para VTM1. Para el número de hojas, se encontraron diferencias entre los tratamientos de control (SN) y

efluentes (AP, AMD) para VPI, mientras que para la variedad VTM1, AP y SN fueron significativamente diferentes. Las comparaciones de variables de producción entre variedades de lechuga para el mismo tratamiento mostraron diferencias significativas en tamaño promedio, número de hojas y rendimiento para los tratamientos AP y AMD, mientras que el tratamiento de control registró diferencias significativas en el número de hojas y el rendimiento. Las diferencias encontradas en el crecimiento de la lechuga irrigada con AP y AMD podrían asociarse a niveles más bajos de nutrientes y altos niveles de Cl^- en el agua inicial (Cuadro 3.1). Una discusión más amplia sobre el manejo y la producción se presenta en Fierro-Sañudo *et al.* (2018).

Cuadro 3.2. Variables de producción de lechugas (promedio \pm DE) cultivadas con diferentes efluentes de camarón (AP y AMD) y la solución hidropónica (SN).

Variable	VPI			VTM1		
	AP	AMD	SN	AP	AMD	SN
Talla promedio individual (cm)	25.3 \pm 3.2 ^{ab,1}	28.5 \pm 3.9 ^{a,1}	23.8 \pm 2.3 ^{b,1}	21.5 \pm 2.9 ^{b,2}	24.7 \pm 2.0 ^{a,2}	23.7 \pm 1.9 ^{a,1}
Peso promedio individual (g)	148.0 \pm 27.0 ^{b,1}	220.3 \pm 55.0 ^{a,1}	170.5 \pm 22.9 ^{ab,1}	112.5 \pm 27.8 ^{b,1}	169.7 \pm 25.9 ^{a,1}	148.1 \pm 21.5 ^{a,1}
Número de hojas por planta	20.0 \pm 2.9 ^{b,1}	21.8 \pm 3.3 ^{b,1}	25.1 \pm 1.7 ^{a,1}	15.3 \pm 1.9 ^{b,2}	18.3 \pm 3.0 ^{ab,2}	19.8 \pm 2.2 ^{a,2}
Rendimiento (kg m ⁻²)	2.4 \pm 0.4 ^{b,1}	3.5 \pm 0.9 ^{a,1}	2.7 \pm 0.4 ^{ab,1}	1.8 \pm 0.4 ^{b,2}	2.7 \pm 0.4 ^{a,2}	2.4 \pm 0.3 ^{ab,2}

Medias con letras diferentes (a, b) entre tratamientos indican diferencias significativas ($P < 0.05$) para cada variable para una misma variedad de lechuga; de manera similar, para cada variable y el mismo tratamiento de agua, los medias con números diferentes (1, 2) indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las variedades VPI y VTM1.

3.4.3. Acumulación de metales pesados en la lechuga

Con respecto al contenido de metales en los tejidos de lechuga, es evidente que las raíces tuvieron las concentraciones más altas en todos los casos (Cuadro 3.3). Por otro lado, las concentraciones de los metales en las raíces y hojas siguieron el mismo orden Mn > Zn > Cu > Hg, excepto la variedad VTM1 en el tratamiento de AP, que exhibió el orden de Zn > Mn > Cu > Hg.

Cuadro 3.3. Niveles de metales (mg kg⁻¹ con base a peso seco) para los tejidos de dos lechugas cultivadas con efluente de camarón (AP y AMD) y con solución hidropónica (SN).

Var.	Trat.	Hum. (%)	Cu	Mn	Zn	Hg
Hojas (Media ± DE)						
VPI	AP	93.2	4.9 ± 0.8 ^{a,2}	89.9 ± 43.0 ^{ab,1}	58.2 ± 11.5 ^{ab,1}	0.016 ± 0.003 ^{a,1}
	AMD	92.7	5.2 ± 0.6 ^{a,2}	78.4 ± 10.1 ^{b,1}	65.7 ± 7.1 ^{b,2}	0.025 ± 0.005 ^{a,1}
	SN	93.3	5.5 ± 0.9 ^{a,2}	143.0 ± 25.8 ^{a,1}	35.7 ± 4.5 ^{a,1}	<0.009*
VTM1	AP	94.3	10.7 ± 2.5 ^{a,1}	88.6 ± 40.8 ^{a,1}	110.4 ± 53.5 ^{ab,1}	0.022 ± 0.002 ^{a,1}
	AMD	93.1	9.5 ± 1.9 ^{a,1}	70.7 ± 16.1 ^{a,1}	110.0 ± 18.2 ^{a,1}	0.022 ± 0.003 ^{a,1}
	SN	94.6	9.3 ± 1.7 ^{a,1}	104.2 ± 11.8 ^{a,1}	40.9 ± 12.8 ^{b,1}	<0.009*
Raíces (Media ± DE)						
VPI	AP	89.6	31.2 ± 11.5 ^{a,1}	262.6 ± 76.7 ^{a,1}	96.7 ± 49.8 ^{a,1}	0.031 ± 0.010 ^{a,1}
	AMD	88.5	21.0 ± 6.1 ^{a,2}	364.8 ± 294.3 ^{a,1}	87.4 ± 33.2 ^{a,1}	0.022 ± 0.007 ^{a,1}
	SN	87.7	27.3 ± 18.1 ^{a,1}	197.6 ± 81.7 ^{a,2}	48.8 ± 34.4 ^{a,1}	<0.009*
VTM1	AP	92.2	52.9 ± 13.7 ^{a,1}	465.3 ± 141.1 ^{a,1}	99.0 ± 54.6 ^{a,1}	0.033 ± 0.007 ^{a,1}
	AMD	92.7	49.7 ± 13.3 ^{a,1}	657.7 ± 89.4 ^{a,1}	117.7 ± 26.2 ^{a,1}	0.020 ± 0.003 ^{b,1}
	SN	89.4	47.6 ± 1.8 ^{a,1}	725.7 ± 257.6 ^{a,1}	32.0 ± 1.7 ^{b,1}	<0.009*

VPI, var. P. Island; VTM1, var. Tropicana M1. Medias con letras diferentes (a, b) entre tratamientos indican diferencias (P <0.05) para la misma variedad; medias con diferentes números (1,2) entre variedades indican diferencias (P <0.05) para el mismo tratamiento; *Límite de detección.

No se observaron diferencias significativas para ningún elemento entre los diferentes tratamientos de cultivo de camarón (AP y AMD), excepto con respecto a la

Zn en el SN con respecto a AP y AMD para la variedad VTM1 para hojas y raíces. Se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las hojas para el mismo tratamiento solo en el tratamiento AP entre VPI y VTM1 para Cu, mientras que en las raíces, se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) para Cu en AMD entre VPI y VTM1 y para Mn en SN entre las dos variedades. Para el tejido de lechuga comestible, la concentración más alta de Cu en las hojas se registró para el tratamiento de VTM1 en AP, mientras que la más baja se observó para el tratamiento de SN de la misma variedad. En el caso de Mn, las concentraciones más altas se encontraron en el tratamiento del SN para las dos variedades, mientras que la concentración más baja se registró en AMD. Las concentraciones medias de Zn en los tratamientos de AP y AMD fueron similares entre sí, y solo la variedad VPI de SN fue significativamente ($P < 0.05$) más baja que las concentraciones encontradas en los tratamientos de AP y AMD. Las concentraciones de Hg encontradas en las hojas no mostraron diferencias significativas para la misma variedad entre los diferentes tratamientos o entre las variedades para el mismo tratamiento.

Las concentraciones de metales pesados encontradas en el presente estudio se compararon con las encontradas en otras regiones del mundo y para diferentes condiciones de crecimiento de la lechuga (Cuadro 3.4). Los resultados de nuestro estudio no exceden los límites de seguridad para el contenido de Cu y Hg en productos alimenticios (CAC, 1984; Fite-Duressa y Leta, 2015). Los metales pesados en la lechuga para diferentes variedades de diferentes regiones del mundo muestran niveles similares entre sí, incluso aquellos que se cultivaron con aguas residuales o suelos contaminados por metales pesados. Los niveles de Zn registrados en varios casos exceden el límite de seguridad (60 mg kg^{-1}), incluido este trabajo, sin embargo, no exceden el nivel crítico o tóxico (Macnicol y Beckett, 1985). Con respecto a los niveles de Hg, solo los encontrados en el sureste de China (Zhang *et al.*, 2017) fueron mayores que el límite de seguridad, mientras que para este estudio, los niveles de Hg estuvieron por debajo del límite de seguridad de la FAO / WHO (0.03 mg kg^{-1} ; CAC, 1984; Fite-Duressa y Leta, 2015).

Cuadro 3.4. Límites de seguridad y acumulación de metales pesados (mg kg⁻¹ en peso seco) en lechuga cultivada en diferentes regiones del mundo.

Región/país	Variedad	Cu	Mn	Zn	Hg
Cultivos con suelos fertilizados					
Polonia (E) ^a	<i>Capitata</i>	7.4	39.0	71.8	-
Turquía (E) ^b	<i>Yedikule</i>	7.9	29.5	15.7	-
Cultivos cerca de suelos contaminados o enriquecidos					
Ciudad de Chongqing, China (descargas industriales) ^c	<i>Ramosa</i>	23.2	193.3	91.1	-
	<i>Angustata</i>	26.2	302.8	81.4	-
Regiones del Este de China (industria del carbón) ^d	<i>L. sativa L.</i>	-	-	-	0.1-0.5
Gilgit-Baltistan, Paquistán (minería) ^e	<i>Lactuca Virosa</i>	-	-	-	0.01
NW China (minería y agricultura) ^f	<i>L. sativa L.</i>	-	-	-	0.1-0.2
SE Nigeria (minería) ^g	<i>L. sativa L.</i>	12.7	340.1	92.8	-
Cultivos con aguas residuales					
Noruega (E), (aguas grises) ^h	<i>Green Cos</i>	9.9	13.0	38.0	0.01
	<i>Red salad bowl</i>	43.0	27.0	55.0	0.01
	<i>Australische Gelé</i>	20.0	18.0	63.0	0.01
Egipto (E), (aguas industriales) ⁱ	<i>L. sativa L.</i>	9.4-12.9	55.3-77.7	50.6-76.5	-
Este estudio ^j	<i>Paris Island</i>	4.9-5.5	78.4-143.0	35.7-65.7	0.02-0.03
	<i>Tropicana M1</i>	9.3-10.7	70.7-104.2	40.9-110.4	0.01-0.02
Límites de seguridad ^{k,l}		40	-	60	0.03
Concentraciones críticas (excesivas o tóxicas) ^m		20-100	400-1000	100-400	-

-, No disponible; (E), Estudio experimental; ^aPitura y Michalojc (2015); ^bGunes *et al.* (2014); ^cYang *et al.* (2011); ^dLi *et al.* (2017); ^eRiaz *et al.* (2017); ^fZhang *et al.* (2017); ^gOti (2015); ^hEregno *et al.* (2017); ⁱHashem *et al.* (2013) ^jver Cuadro 3.4; ^kCAC (1984); ^lFite-Duressa y Leta (2015); ^mMacnicol y Beckett (1985).

Según Epstein (1972), los niveles apropiados de metales en los tejidos de las plantas deben estar cercanos a 6.0, 50.0 y 20.0 mg kg⁻¹ para Cu, Mn y Zn, respectivamente; mientras que para Hg, los niveles deberían ser tan cercanos a 0 como sea posible. Los niveles encontrados en las dos variedades de lechugas para

Cu y Hg estuvieron cercanos a los niveles referidos anteriormente, mientras que los de Mn y Zn fueron moderadamente altos. A partir de este estudio, es evidente que la mayoría de las lechugas estaban por debajo de los niveles seguros (CAC, 1984; Fite-Duressa y Leta, 2015) para Cu (100% para VPI y VTM1 para todos los tratamientos) y Hg (100% para VPI en todas tratamientos y 100, 33 y 100% para VTM1 en AP, AMD y SN, respectivamente). Además, estuvieron por debajo de las concentraciones críticas (Macnicol y Beckett, 1985) para Mn (100% para VPI y VTM1 en todos los tratamientos) y Zn (100% para VPI y VTM1 en todos los tratamientos). Aunque la mayoría de las lechugas estuvieron por encima de los niveles seguros para Zn, éstas no estuvieron por encima de las concentraciones críticas (Cuadro 3.4). Esto sugiere que el uso de efluentes del cultivo de camarón de baja salinidad para irrigar plantas no representa un riesgo en términos de Cu, Mn, Zn y Hg acumulados en la lechuga. Sin embargo, la periodicidad de la ingesta debe tenerse en cuenta, ya que podría generar efectos negativos en la salud humana. Por lo tanto, se examinó el análisis de riesgos a la salud para evidenciar cualquier tipo de riesgo por el consumo de lechuga irrigada con efluentes del cultivo de camarón.

3.4.4. Sodio y macronutrientes en lechuga

El contenido de macronutrientes (K, Ca y Mg) de ambas variedades fue comparado con el rango recomendado para el cultivo (Raij *et al.*, 1997) (Cuadro 3.5). Solo los niveles de Ca de la mayoría de las lechugas evaluadas en todos los tratamientos estuvieron por debajo de los rangos recomendados. En orden de abundancia, la tendencia de acumulación de macronutrientes y sodio en las hojas de lechuga fue $K > Na > Ca > Mg$ en ambas variedades (VPI y VTM1). La concentración y la proporción de nutrientes puede variar en diferentes plantas y condiciones de crecimiento (Epstein y Bloom, 2004). No se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los tratamientos y las variedades con respecto a los niveles de K, Ca y Mg en hojas de lechuga; sin embargo, para el sodio, se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) en hojas de lechuga VTM1 entre el tratamiento con AMD y SN (Cuadro 3.5). El contenido de Na en el tejido comestible de la lechuga se comparó con los registrados por Paulus *et al.* (2012), quienes encontraron niveles de Na en

hojas de 4.2, 15.0, 26.0 y 32.0 g kg⁻¹ cuando se irrigan con agua con 2.0, 3.3, 5.8 y 8.3 dS m⁻¹ de CE, respectivamente. Soares *et al.* (2007) evaluaron los efectos del agua salina en la producción de lechuga en condiciones hidropónicas y encontraron que el aumento de la salinidad del agua no afectó la masa de la raíz y la relación raíz: brote, mientras que disminuyó significativamente la masa de los brotes y el consumo de agua. Llegaron a la conclusión de que para cada incremento de unidad de CE (dS m⁻¹) en el agua, la producción de lechuga disminuye un 4.1%. Guimarães *et al.* (2017) encontraron que la producción hidropónica de lechuga cultivada en una CE de 3.5 dS m⁻¹ era satisfactoria en el sistema de la técnica de película de nutrientes (NFT), considerando la biomasa de hojas frescas como la variable más relevante para la comercialización del producto. Bahadur y Krishnamurthy (2015), y Salisbury y Ross (1994) encontraron que cuando se mantiene un crecimiento óptimo y se previene cualquier síntoma de deficiencia en las plantas, las concentraciones de elementos esenciales en la materia seca del brote alcanzan 10, 5 y 2 g kg⁻¹ para K, Ca y Mg, respectivamente.

El cultivo de lechuga para el cultivo en suelo se clasifica como moderadamente sensible a la salinidad (Ayers y Westcot, 1985), mientras que en el cultivo hidropónico, se considera tolerante (Resh, 1997). Esta diferencia se debe al bajo o no potencial matricial en el potencial hídrico total, lo que permite una mayor absorción de agua y nutrientes en las plantas cultivadas en los más diversos tipos de hidroponía, además de proporcionar una mayor tolerancia a la salinidad en relación con el cultivo de suelo convencional (Soares *et al.*, 2007).

Cuadro 3.5. Niveles de macronutrientes y Na entre tejidos de dos variedades de lechuga cultivadas con efluentes de cultivo de camarón (AP y AMD), y solución nutritiva hidropónica (SN).

Variedad	Tratamiento	n	Humedad (%)	Ca	K	Mg	Na
Hojas (g kg ⁻¹)							
VPI	AP	3	93.2 ± 3.5	12.4 ± 0.3 ^{a,1}	48.8 ± 16.7 ^{a,1}	10.5 ± 0.6 ^{a,1}	19.3 ± 3.2 ^{a,b,1}
	AMD	3	92.7 ± 2.8	15.5 ± 1.5 ^{a,1}	82.1 ± 8.5 ^{a,1}	12.2 ± 0.4 ^{a,1}	28.2 ± 6.9 ^{a,1}
	SN	3	93.3 ± 0.4	16.0 ± 2.0 ^{a,1}	59.2 ± 13.9 ^{a,1}	10.8 ± 0.1 ^{a,1}	16.1 ± 2.0 ^{b,1}
VTM1	AP	3	94.3 ± 4.8	14.9 ± 2.7 ^{a,1}	64.2 ± 29.2 ^{a,1}	12.9 ± 3.0 ^{a,1}	20.7 ± 3.5 ^{a,1}
	AMD	3	93.1 ± 2.2	15.8 ± 2.3 ^{a,1}	71.4 ± 24.4 ^{a,1}	12.1 ± 1.2 ^{a,1}	27.3 ± 4.7 ^{a,1}
	SN	3	94.6 ± 1.6	16.4 ± 3.8 ^{a,1}	53.9 ± 18.2 ^{a,1}	10.2 ± 1.9 ^{a,1}	15.9 ± 3.2 ^{a,1}
Raíces (g kg ⁻¹)							
VPI	AP	3	89.6 ± 10.9	14.6 ± 1.2 ^{a,1}	37.4 ± 4.5 ^{a,1}	13.9 ± 4.3 ^{a,1}	23.2 ± 2.1 ^{a,1}
	AMD	3	88.5 ± 6.0	16.0 ± 1.7 ^{a,1}	38.4 ± 5.3 ^{a,1}	16.0 ± 4.0 ^{a,1}	23.1 ± 2.6 ^{a,2}
	SN	3	87.7 ± 3.0	14.0 ± 0.3 ^{a,2}	26.3 ± 5.9 ^{a,1}	12.3 ± 1.0 ^{a,1}	19.3 ± 2.3 ^{a,1}
VTM1	AP	3	92.2 ± 7.3	17.0 ± 3.0 ^{a,b,1}	34.7 ± 6.6 ^{a,1}	12.3 ± 1.8 ^{a,1}	27.8 ± 6.1 ^{b,1}
	AMD	3	92.7 ± 6.1	15.1 ± 5.4 ^{b,1}	23.0 ± 4.8 ^{a,2}	14.2 ± 0.7 ^{a,1}	38.5 ± 5.3 ^{a,1}
	SN	3	89.4 ± 3.2	21.8 ± 2.6 ^{a,1}	33.9 ± 7.8 ^{a,1}	9.7 ± 0.3 ^{a,1}	14.8 ± 2.0 ^{c,1}
*Rangos (g kg ⁻¹) recomendados para cultivo de lechuga				15-25	50-80	4-6	<0.1

*Raij *et al.* (1997); VPI, var. *P. island*; VTM1, var. *Tropicana M1*. Promedios con letra distinta (a,b) entre tratamientos indican diferencias significativas (P <0.05) para una misma variedad; promedios con números distintos (1,2) entre variedades indican diferencias significativas (P <0.05) para un mismo tratamiento. Prueba de ANOVA de dos vías.

3.4.5. Evaluación del riego a la salud

3.4.5.1. Ingesta diaria estimada (IDE) de metales pesados

Las ingestas diarias estimadas para Cu, Mn, Zn y Hg por consumo de lechuga cultivada con efluentes del cultivo de camarón y con solución hidropónica se muestran en la Figura 3.2. Se observa una tendencia de IDE para VPI en orden de Mn > Zn > Cu > Hg, para todos los tratamientos, mientras que la tendencia de IDE para VTM1 fue Zn > Mn > Cu > Hg con excepción del tratamiento SN que fue Mn > Zn > Cu > Hg. Las lechugas cultivadas con efluentes del cultivo de camarón (AP y AMD) fueron similares a las encontradas en el tratamiento SN, excepto para Mn en VPI y Hg en ambas variedades VPI y VTM1, las cuales no fueron detectadas en el tratamiento control.

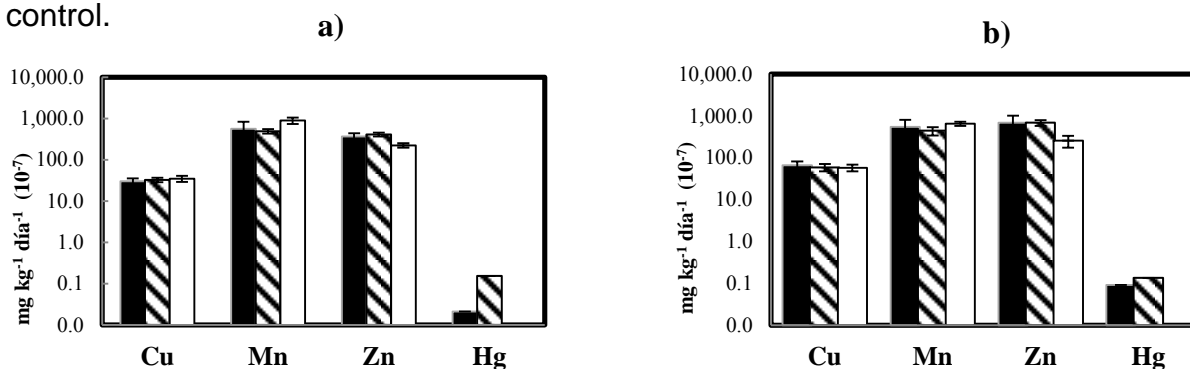


Figura 3.2. Ingesta diaria estimada ($\text{mg kg peso}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de metales en lechuga cultivada con efluentes de cultivo de camarón; a) ilustración para VPI; b) ilustración para VTM1; barras oscuras, AP; barras con trama, AMD; barras claras, SN.

Los valores de IDE (Cuadro 3.6) de este estudio son comparables con los encontrados por Qureshi *et al.* (2016), quienes cultivaron lechugas usando aguas residuales municipales previamente tratadas; y Eregno *et al.* (2017), quienes usaron aguas grises tratadas para el riego de lechugas. Ambos estudios registraron valores de IDE similares para los metales en la lechuga, incluso con los de este estudio. Las ingestas diarias de Cu, Mn, Zn y Hg a través del consumo de lechuga cultivada con efluentes de camarón de baja salinidad fueron significativamente menores que los límites de ingesta recomendados por la WHO (1996) (1.2 a 3.0, 2.0 a 20.0 y 5.0 a 22.0 $\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ para Cu, Mn y Zn, respectivamente) y también menores que los de

la ingesta diaria tolerable provisional (IDTP) según JECFA (2017) con 3.5, 2.5-9.0, 7.0 y 0.001 mg kg⁻¹ día⁻¹ para Cu, Mn, Zn y Hg, respectivamente (Cuadro 3.6).

Cuadro 3.6. Ingesta diaria de metales (mg kg peso⁻¹ día⁻¹) en lechuga y lineamientos.

Variedad	Tratamiento	Cu	Mn	Zn	Hg
VPI	AP	3.0E-04	5.6E-03	3.6E-03	2.0E-07
	AMD	3.0E-04	4.9E-03	4.1E-03	1.5E-06
	SN	3.0E-04	9.0E-03	2.2E-03	ND
VTM1	AP	7.0E-04	5.5E-03	6.9E-03	9.0E-07
	AMD	6.0E-04	4.4E-03	6.9E-03	1.4E-06
	SN	6.0E-04	6.5E-03	2.6E-03	ND
IDTP (mg kg peso ⁻¹ día ⁻¹)		0.5E-00 ^a	2.5-9.0E-00 ^c	4.0-14.0E-02 ^a	1.0E-04 ^b
DOR (mg kg peso ⁻¹ día ⁻¹)		4.0E-02 ^d	1.4E-01 ^d	3.0E-01 ^d	3.0E-04 ^d

ND-no detectado; IDTP-ingesta diaria tolerable provisional (JECFA, 1982^a; 2010^b); recomendado por WHO, 1996^c; DOR-dosis oral de referencia (USEPA, 2017)^d.

3.4.5.2. Cálculo de IRS y CPO

Los resultados de ISR para Cu, Mn, Zn y Hg por consumo de lechuga (Cuadro 3.7) fueron significativamente menores que el límite de seguridad (1.0) según USEPA (2006). En general, Cu mostró los valores más altos de ISR en todos los tratamientos para las variedades VPI y VTM1 seguidas por Hg en los tratamientos AP y AMD. Los índices de riesgo de Cu fueron los más altos tanto para las variedades como para los tratamientos, seguido del Hg para AMD en VPI y VTM1, aunque no representa un riesgo ya que los valores no exceden el límite de seguridad (USEPA, 2006). Los valores CPO de Cu, Zn, Mn y Hg por consumo de lechuga calculado para este estudio no representan un riesgo potencial para la salud, ya que estuvieron por debajo del estándar o límite de seguridad (1.0): Mn exhibió los valores más altos para todos los casos seguidos por Zn. Por otro lado, los valores más bajos se registraron para Cu y Hg. Los resultados de IRS y CPO de este estudio son más altos que los encontrados por Qureshi *et al.* (2016) en lechugas cultivadas con aguas residuales

municipales tratadas, pero inferiores a las registradas por Eregno *et al.* (2017) en lechugas irrigadas con aguas residuales municipales previamente tratadas.

En México, el cultivo de camarón con agua dulce y de baja salinidad se ha desarrollado en los últimos 20 años en cinco estados (Colima, Baja California, Jalisco, Hidalgo y Sinaloa), pero principalmente en Colima con aguas con salinidades del orden de 0.5- 2.0 g L⁻¹ alcanzando rendimientos de hasta 10 t ha⁻¹ (Angulo *et al.*, 2005; Godínez-Siordia *et al.*, 2011). A partir de estos resultados, es posible argumentar que los efluentes de estas granjas de camarón se pueden utilizar para la producción de lechuga con el fin de obtener un segundo producto. Este primer estudio indica que los bajos niveles acumulados de Cu, Mn, Zn y Hg en la lechuga no representan un riesgo para la salud humana, por lo tanto, esta cosecha adicional puede representar ingresos adicionales y mejorar la rentabilidad de los agricultores. Sin embargo, es evidente la necesidad de investigar el rendimiento (producción y económico) de dichos cultivos a escala comercial.

Cuadro 3.7. Índice de riesgo a la salud ($\times 10^{-4}$) y coeficiente de peligro objetivo ($\times 10^{-4}$) en diferentes variedades de lechuga irrigada con efluentes de cultivo de camarón.

Variedad	Tratamiento	Cu		Mn		Zn		Hg	
		IRS	CPO	IRS	CPO	IRS	CPO	IRS	CPO
VPI	AP	76	37	8	270	11	55	7	17
	AMD	81	13	7	138	12	13	52	4
	SN	87	49	13	201	7	73	ND	ND
VTM1	AP	168	90	8	841	21	117	31	13
	AMD	148	22	6	681	21	41	45	12
	SN	145	81	9	631	8	126	ND	ND

Valores >1, indican que existe riesgo a la salud. ND-no detectado.

3.5. CONCLUSIÓN

A partir de este estudio, se concluye que es factible usar los efluentes de cultivo de camarón (AP y AMD) a baja salinidad (1.7 g L^{-1} o 2.70 dS m^{-1} CE); para la producción de lechuga (variedades VPI y VTM1). De acuerdo con los resultados registrados en la caracterización química de las aguas provenientes del cultivo del camarón de baja salinidad, se encontró que contienen niveles de Cu, Hg, Mn y Zn inferiores a los de las aguas residuales municipales e industriales, y considerando la producción obtenida de lechugas, se acepta la hipótesis de que dichos efluentes son viables para el cultivo de la lechuga.

Adicionalmente, la integración de un cultivo alternativo (lechuga) demuestra ser una opción sustentable para mitigar los efectos ambientales negativos, al utilizar el efluente del camarón como fuente de nutrientes para el riego de las plantas y transformarlos en biomasa cosechable, lo cual permite una reducción en los niveles de Hg y otros elementos descargados al medio ambiente. La acumulación de Cu, Hg y Mn en el tejido comestible de la lechuga fue menor que los valores recomendados como límites seguros (CAC, 1984; Fite-Duressa y Leta, 2015); Zn presentó niveles ligeramente más altos que los límites seguros en la mayoría de las lechugas (33 y 66% de las lechugas totales para AP y AMD en VPI, 100% del total de lechugas para AP y AMD en VTM1); sin embargo, estos niveles no excedieron los límites críticos o tóxicos (Macnicol y Beckett, 1985). La evaluación de riesgos de salud basada en cálculos IDE, IRS y CPO para Cu, Mn, Zn y Hg mostró que la ingesta humana para ambas variedades de lechuga (VPI y VTM1) cultivadas con efluentes de cultivo de camarón (AP y AMD) no representa un riesgo ni por consumo diario ni a largo plazo. Finalmente, como una recomendación para futuras investigaciones, se debe realizar un análisis microbiológico para evaluar el riesgo potencial para la salud de los patógenos a través del consumo de vegetales cultivados con efluentes de cultivo de camarón a baja salinidad.

3.6. LITERATURA CITADA

- Angulo, J. A., A. Mejía y R. Engel. 2005. Cultivo experimental de camarón blanco *Litopenaeus vannamei* en el valle del Mezquital, Hidalgo, México. Pan. Acuic. 10:10-15.
- Arora, M., B. Kiran, S. Rani, A. Rani, B. Kaur and N. Mittal. 2008. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. Food Chem. 111: 811-815.
- Ayers, R. S. and D. W. Westcot. 1985. Water Quality for Agriculture, FAO Irrigation and Drainage (paper 29), FAO, Roma.
- Bahadur, B. and K. V. Krishnamurthy. 2015. Plant Biology: Past, Present and Future. In: Bahadur, B., M. V. Rajam, L. Sahijram, and K. V. Krishnamurthy (Eds.). Plant Biology and Biotechnology: Vol. I: Plant Diversity, Organization, Function and Improvement. Springer, India. 817 pp.
- Boyle, E. A. 2010. Anthropogenic trace elements in the ocean. In: Marine Chemistry and Geochemistry. Steele, J. H., A. A. Thorpe, K. K. Turekian (eds.). Academic Press, San Diego, CA, USA, 273-280 pp.
- CAC, 1984. Codex Alimentarius Commission, Contaminants, Joint FAO/WHO Food Standards Program, vol. 17. Codex Alimentarius Commission, Geneva.
- Chou, C. L., K. Haya, L. A. Paon, L. Burrige and J. D. Moffatt. 2002. Aquaculture related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings for near-field effects. Mar. Pollut. Bull. 44(11):1259-1268.
- Cirelli, G. L., S. Consoli, F. Licciardello, R. Aiello, F. Giuffrida and C. Leonardi. 2012. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. Agric. Water Manag. 104:163-170.
- Cuba, R. S., J. R. Carmo, C. F. Souza and R. G. Bastos. 2015. Potencial de efluente de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo hidropônico de alface. Rev. Ambient. Água. 10:574-586.
- Emenyonu, C. A., M. A. Odii, D. O. Ohajianya, A. Henri-Ukoha, S. C. Onyemauwa, G. N. Ben-Chendo and O. U. Munonye. 2010. Effects of waste water use on vegetable crop production in Imo state, Nigeria. Res. 2(10):47-56.

- Endut, A., F. Lananan, S. H. Abdul-Hamid, A. Jusoh, and W. N. Wan Nik. 2016. Balancing of nutrient uptake by water spinach (*Ipomoea aquatica*) and mustard green (*Brassica juncea*) with nutrient production by African catfish (*Clarias gariepinus*) in scaling aquaponic recirculation system. *Desal. Water Treat.* 57(60):29531-29540.
- Epstein, E., 1972. *Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives*. John Wiley and Sons. New York. 412 pp.
- Epstein, E. and A. J. Bloom. 2004. *Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives*. Sinauer Associates. Sunderland. 401 pp.
- Eregno, F. E., M. E. Moges and A. Heistad. 2017. Treated greywater reuse for hydroponic lettuce production in a green wall system: quantitative health risk assessment. *Water*. 9:454.
- FAO, 1985. *Wastewater Treatment and Use in Agriculture. Wastewater quality guidelines for agricultural use*. <http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e04.htm>. (Accesada 09. 10. 2017).
- FAO, 2014. *Statistics Division, Production/Crops*. <http://faostat3.fao.org/browse/Q/QC/E> (Accesada 04.20.2017).
- FAO, 2016. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*. Rome. pp. 200.
- Fierro-Sañudo, J. F., S. G. Alarcón-Silvas, J. A. León-Cañedo, J. G. Gutiérrez-Valenzuela, J. Ramírez-Rochín, M. M. Mariscal-Lagarda, M. A. Franco-Nava, R. Lizárraga-Jiménez, J. I. Osuna-López and F. Páez-Osuna. 2015. Integrated culture of shrimp (*L. vannamei*), tomato (*L. esculentum*) and lettuce (*L. sativa*) using diluted seawater: management, production and water consumption. *Glob. Advanc. Resear. J. Agric. Sci.* 4(7):315-324.
- Fierro-Sañudo, J. F., G. A. Rodríguez-Montes de Oca, J. A. León-Cañedo, S. G. Alarcón-Silvas, M. M. Mariscal-Lagarda, T. Díaz-Valdés and F. Páez-Osuna, 2018. Production and management of shrimp (*Penaeus vannamei*) in co-culture with basil (*Ocimum basilicum*) using two sources of low-salinity water. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 46(1):63-71.

- Fite-Duressa, T. and S. Leta. 2015. Determination of levels of As, Cd, Cr, Hg and Pb in soils and some vegetables taken from River Mojo water irrigated farmland at Koka Village, Oromia state, East Ethiopia. *Int. J. Sci. Basic. Applied Res.* 21(2):352-372.
- Godínez-Siordia, D. E., M. C. Chávez-Medina y S. Gómez-Jiménez. 2011. Acuicultura epicontinental del camarón blanco del Pacífico, *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). *Trop. Subtrop. Agroecol.* 14(1):55-62.
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt and K. Krembling. 1990. *Methods of seawater analysis*; Verlag Chemie; Weinheim, Germany, 419 pp.
- Guimarães, R. F. B., R. Nascimento, D. Ferreira, J. G. Ramos, M. O. Pereira, J. A. F. Cardoso and S. C. Lima. 2017. Production of hydroponic lettuce under different salt levels of nutritive solution. *J. Agric. Sci.* 9(11):242-252.
- Gunes, A., A. Inal, M. B. Taskin, O. Sahin, E. C. Kaya and A. Atakol. 2014. Effect of phosphorus-enriched biochar and poultry manure on growth and mineral composition of lettuce (*Lactuca sativa L. cv.*) grown in alkaline soil. *Soil Use Manag.* 30:182-188.
- Hashem, H. A., R. A. Hassanein, M. H. El-Deep and A. I. Shouman. 2013. Irrigation with industrial wastewater activates antioxidant system and osmoprotectant accumulation in lettuce, turnip and tomato plants. *Ecotox. Env. Saf.* 95:144-152.
- Hope, B. and M. Stock. 1998. *Guidance for Use of Probabilistic Analysis in Human Health Risk Assessments*; Oregon Department of Environmental Quality: Portland, OR, USA.
- Jan, F.A., M. Ishaq, S. Khan, I. Ihsanullah, I. Iahmad and M. Shakirullah. 2010. A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on wastewater irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (lower Dir). *J. Hazard Mat.* 179(1–3):612-621.
- JECFA. 1982. *Evaluation of certain food additives and contaminants. 26th Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive. WHO Technical Report Series 683.*

- JECFA, 2010. Evaluation of certain food additives and contaminants. 72th Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive. WHO Technical Report Series 959.
- JECFA, 2017. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. <http://www.who.int/foodsafety/chem/jecfa/about/en/index.html> (Accessed 04.10.2017).
- Khan, R., S. H. Israili, H. Ahmad and A. Mohan. 2005. Heavy metal pollution assessment in surface water bodies and its suitability for irrigation around the Neyveli lignite mines and associated industrial complex, Tamil Nadu, India. *Mine water Environ.* 24:155-161.
- Lacerda, L. D., J. A. Santos and R. M. Madrid. 2006. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Mar. Pollut. Bull.* 52:1823–1826.
- Lacerda, L. D., T. M. Soares, B. G. B. Costa and M. D. P. Godoy. 2011. Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. *Bull. Environ. Cont. and Toxicol.* 87(6):657-661.
- León-Cañedo J. A., S. G. Alarcón-Silvas, J. F. Fierro-Sañudo, M. M. Mariscal-Lagarda, T. Díaz-Valdés and F. Páez-Osuna. 2017. Assessment of environmental loads of Cu and Zn from intensive inland shrimp aquaculture. *Environ. Monit. Assess.* 189(69):1-8.
- Li, R., H. Wu, J. Ding, W. Fu, L. Gan and Y. Li. 2017. Mercury pollution in vegetables, grains and soils from areas surrounding coal-fired power plants. *Sci. Rep.* 7:46545.
- Lyle-Fritch, L. P., E. Romero-Beltran and F. Páez-Osuna. 2006. Survey on use of the chemical and biological products for shrimp farming in Sinaloa (NW Mexico). *Acuacult. Engine.* 35:135-146.
- Maas, E. V. 1986. Salt tolerant of plant. *Appl. Agric. Res.* 1(1):12-16.
- Macnicol, R. D. and P. H. T Beckett. 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements, *Plant Soil.* 85:107.
- Mapanda, F., E. N. Mangwayana, J. Nyamangara and K. E. Giller. 2005. The effects of long-term irrigation using water on heavy metal contents of soils under vegetables. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107:151-156.

- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar and R. Felix-Gastelum. 2012. Integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum Mill*) with low salinity groundwater: Management and production. *Aquac.* 366(367):76-84.
- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar, K. Y. Brito-Solano, D. López-Pérez and R. Alonso-Rodríguez. 2014a. Water quality in an integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*)-tomato (*Lycopersicun esculentum*) using low salinity groundwater in Sonora, Mexico. *Exp. Agric.* 50(2):306-319.
- Mcgraw, W. J. and J. Scarpa. 2004. Mortality of freshwater acclimated *Litopenaeus vannamei* associated with acclimation rate, habituation period, and ionic challenge, *Aquac.* 236:285-296.
- Millero, F. 2006. *Chemical Oceanography*. Boca Raton, Florida, CRC Press. 496 pp.
- Naegel, L. C. 1977. Combined production of fish and plants in recirculating water. *Aquac.*10:17-24.
- NIST, National Institute of Standards and Technology. 2001. Trace elements in Spinach Leaves. Standard Reference Material (1570a). USA. Disponible en: <https://www.nist.gov>.
- Oti, W. O. 2015. Bioaccumulation factors and pollution indices of heavy metals in selected fruits and vegetables from a derelict mine and their associated health implications. *Inter. J. Environ. Sustain.* 4:15-23.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environ. Manag.* 28(1):131-140.
- Palada, M. C., W. M. Cole and S. M. A. Crossman. 1999. Influence of effluents from intensive aquaculture and sludge on growth and yield of bell peppers. *J. Sustain. Agric.* 14:85-103.
- Paulus, D., E. Paulus, G. A. Nava and C. A. Moura. 2012. Crescimento, consumo hídrico e composição mineral de alface cultivada em hidroponia com águas salinas. *Rev. Ceres.* 59(1):110–117 (In Portuguese).

- Pitura, K. and Z. Michalojc. 2015. Influence of nitrogen doses on the chemical composition and proportions of nutrients in selected vegetable species. *J. Elem.* 20(3):667-676.
- Qureshi, A. S., M. I. Hussain, S. Ismail and Q. M. Khan. 2016. Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater. *Chemosp.* 163:54-61.
- Raij, B. V., J. A. Quaggio, H. Cantarella and C. A. Abreu. 1997. Interpretação de resultados de análise de solo. In: Raij, B.V., Cantarella, H., Quaggio, J.A., Furlani, A.M.C. (Eds.), *Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. Boletim Técnico vol. 100.* Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas. 8-13 pp. (in Portuguese).
- Rakocy, J. E., R. C. Shultz, D. S. Bailey and E. S. Thoman. 2004. Aquaponic production of tilapia and basil: comparing a batch and staggered cropping system. *Acta Horticult.* 648:63-69.
- Rakocy, J. E., D. S. Bailey, R. C. Shultz and J. J. Danaher. 2007. Preliminary evaluation of organic waste from two aquaculture systems as a source of inorganic nutrients for hydroponics. *Acta Hort.* 742:201-208.
- Resh, H. M. 1997. *Cultivos Hidropónicos.* 4th ed. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid 509 pp. (in Spanish).
- Riaz, A., S. Khan, S. Muhammad, C. Liu, M. T. Shah and M. Tariq. 2018. Mercury contamination in selected foodstuffs and potential health risk assessment along the artisanal gold mining, Gilgit-Baltistan, Pakistan. *Environ. Geochem. Health.* 40(2):625-635.
- Salisbury, F. B. y C. W. Ross. 1994. *Fisiología Vegetal.* Grupo Editorial Iberoamericana S.A. México. 759 pp.
- Samperio-Ruiz, G. 2000. *Hidroponía comercial.* Editorial Diana, México D.F. 172 pp.
- Soares, T. M., E. F. Silva, S. N. Duarte, R. F. Mélo, C. A. Jorge and E. M. B. Bonfim-Silva. 2007. Hydroponic Lettuce Production Using Saline Waters. *Irriga. Botucatup.* 12(2):235–248.
- Sparks, D. L. 2005. Toxic metals in the environment: the role of surfaces. *Elem.* 1(4):193-197.

- Tacon, A. G. J., and I. P. Forster. 2003. Aquafeeds and the environment: policy implications. *Aquac.* 226:181–189.
- Tacon, A. G. J., and M. R. Hasan. 2007. Global synthesis of feeds and nutrients for sustainable aquaculture development. In: Hasan, M. R., T. Hecht, S. S. De Silva and A. G. J. Tacon (eds). *Study and analysis of feeds and fertilizers for sustainable aquaculture development*. FAO Fisheries Technical Paper No. 497. FAO, Rome. Italy. 510 pp.
- UNEP, 1995. *Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter*. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 63, UNEP.
- Urbano, V. R., T. G. Mendonça, R. G. Bastos and C. F. Souza. 2017. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield, *Agric. Water Manag.* 181:108-115.
- Villarroel, M., J. M. R. Alvariño and J. M. Duran. 2011. Aquaponics: integrating fish feeding rates and ion waste production for strawberry hydroponics. *Spanish J. Agricult. Res.* 9(2):537-545.
- Walpole, S. C., D. Prieto-Merino, P. Edwards, J. Cleland, G. Stevens and I. Roberts, 2012. The weight of nations: an estimation of adult human biomass. *BMC Public Health.* 12(439):1471-2458.
- WHO, World Health Organization, 1989. *Health guidelines for the use of waste water in agriculture and aquaculture*. WHO Technical Report Series 778:74 pp.
- WHO, World Health Organization, 1996. *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol 2 “Health criteria and other supporting information”, WHO, Geneva, 951 pp.
- Wolf, M., D. Baretta, V. A. Becegato, V. C. Almeida and A. T. Paulino. 2017. Copper/zinc bioaccumulation and the effect of phytotoxicity on the growth of lettuce (*Lactuca sativa L.*) in non-contaminated, metal-contaminated and swine manure-enriched soils. *Water, Air, & Soil Pollut.* 228(4):1573-2932.
- Yang, Q. W., Y. Xu, S. J. Liu, J. F. He and F. Y. Long. 2011. Concentration and potential health risk of heavy metals in market vegetables in Chongqing, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74:1664-1669.

Zhang, W., Y. Chen, Y. Qi and C. Hong. 2017. Seasonal variations of mercury levels and human health risk in vegetables from Arid Oasis (Shihezi city), Xinjiang, Northwest China. *Human Ecol. Risk Assess. Int. J.* 24(1):122-136.

CAPITULO 4. CONTENIDO MINERAL DE ALBAHACA (*Ocimum basilicum*) CULTIVADA EN HIDROPONÍA Y ACUAPONIA: ACUMULACIÓN Y ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD POR METALES PESADOS

4.1. ABSTRACT

Two sources of low-salinity water, well water (WW) and diluted seawater (DSW) (salinity, 1.7 g L^{-1} ; electrical conductivity, 2.7 dS m^{-1}), were used to grow shrimp (*Penaeus vannamei*) and basil (*Ocimum basilicum*) in an aquaponics system with zero water exchange in order to assimilate the nutrients present in shrimp wastes to produce basil edible biomass and to evaluate the human health risk of heavy metals by basil consumption. Six aquaponic treatment systems were constructed: three individual aquaponic systems for DSW and three for WW; additionally, a hydroponic control treatment (HS) (per triplicate) of basil was applied. Stock densities for shrimp were $75 \text{ post-larvae m}^{-2}$ and $16 \text{ basil plants m}^{-2}$. Additionally, one hydroponic system in triplicate was constructed to grow lettuce using a nutritive solution as the control treatment (HS). With the exception of the shrimp biomass which was higher ($p < 0.05$) in WW than DSW, no significant differences ($p > 0.05$) were found in the remaining variables evaluated for the shrimp culture. For basil crop, with the exception of leaves/stems ratio variable, no significant differences ($p > 0.05$) were found between production variables of WW, DSW and HS treatments. The macronutrients content in basil edible tissue were above (Mg and K) of the USDA standard reference values, while sodium concentrations were below those values. No significant differences ($P > 0.05$) were found between treatments of micronutrients accumulation in basil tissues, except to molybdenum in roots where significant differences ($P < 0.05$) were found in HS respect to WW and DSW. The metals concentrations found in the edible tissue were above of the USDA standard reference values for basil. Such concentrations did not exceed the safe limits (CAC, 1984). In this study, the health risk indexes for all metals were < 1 , which indicates that the population exposed to these metals by intake of basil is unlikely to have adverse health effects under aquaponics conditions.

4.2. INTRODUCCIÓN

Actualmente, la población mundial excede los 7,200 millones de personas y se espera que para el año 2050 dicha cifra alcance los 9,700 millones de personas (FAO, 2016). De acuerdo al patrón actual de crecimiento de la población mundial en los próximos años se intensificará la demanda global por los alimentos (60 %) y por lo tanto, la presión ejercida sobre los recursos naturales y los ecosistemas, tales como, suelos y tierras para producción de cultivos. Bajo este contexto, la producción de peces (pesca y acuicultura) ha contribuido con 170.9 millones de toneladas en el 2016. La acuicultura es el sector de producción de alimentos de más rápido crecimiento y con mayor diversificación del mundo. En 2016, aportó 80 millones de toneladas, equivalente al 46.8% de la producción pesquera mundial (FAO, 2016). Sin embargo, este crecimiento ha estado acompañado por un aumento en las enfermedades y el impacto ambiental asociado con la actividad como la descarga de efluentes ricos en materia orgánica, nutrientes y aditivos alimentarios que podrían contaminar los cuerpos de agua receptores (Páez-Osuna, 2001; Lyle-Fritch *et al.*, 2006), e incluso con algunos metales pesados (Lacerda *et al.*, 2006; 2011; León-Cañedo *et al.*, 2017). Esta situación ha llevado a buscar alternativas que permitan alcanzar la sostenibilidad de dicha actividad. En el futuro, los sistemas de producción de alimentos alternativos que requieran tierras, suelos y agua limitados, y que puedan desarrollarse en áreas urbanas, desempeñarán un papel importante tanto en la agricultura como en las actividades de la acuicultura (Saha *et al.*, 2016).

La acuaponía, es una de las alternativas que hoy en día se empiezan a llevar a cabo con el fin de impulsar la sustentabilidad de las actividades de producción de alimentos. La acuaponía es una integración de hidroponía y acuicultura que combina las aguas residuales de los animales acuáticos, la producción de plantas hidropónicas y las bacterias nitrificantes en un entorno simbiótico. Esta integración reduce la necesidad de fertilizantes formulados, elimina la posibilidad de escurrimientos agrícolas y limpia el agua a través de tratamientos de biofiltros (Rakocy *et al.*, 2006). Esta se basa en el uso de desechos de peces liberados a través de los excrementos y la degradación microbiana de desechos orgánicos como fuente de nutrientes para el crecimiento de plantas en un sistema de recirculación de

agua (Roosta y Hamidpour, 2011). En los sistemas acuapónicos, la forma más común es la integración de camas hidropónicas en el circuito de agua de un sistema de recirculación acuícola (SRA) (Delaide *et al.*, 2015; Rakocy, 2012). Los tres tipos de camas que son usados con mayor frecuencia en acuaponía son: técnica de película de nutrientes (NFT, por sus siglas en inglés); sustrato y camas flotantes de cultivo (DWC, por sus siglas en inglés) (Maucieri *et al.*, 2018; Rakocy y Hargreaves, 1993). Lennard y Leonard (2006) encontraron que los sistemas de sustrato y DWC son más eficientes en términos de producción y asimilación de nutrientes. En este sentido, los sistemas acuapónicos ofrecen ventajas económicas y ambientales al obtener dos productos comercializables, optimizando el uso del agua y reduciendo la descarga de contaminantes al medio ambiente (McMurty *et al.*, 1997).

Se han realizado varias investigaciones en cuanto a la temática de acuaponía, principalmente por integración de peces y plantas de diferentes fuentes de agua (agua dulce, agua salobre y agua de mar), sin embargo, los estudios sobre la integración de crustáceos y plantas son escasos. Algunos trabajos como el de Mariscal-Lagarda *et al.* (2012; 2014_a; 2014_b), Fierro-Sañudo *et al.* (2015) y Ronzón-Ortega *et al.* (2012) se han llevado a cabo principalmente con agua dulce o de baja salinidad mediante la integración de camarones y langostinos con plantas como tomate, lechuga y albahaca. En los sistemas acuapónicos, la selección de la planta es crítica y dependerá de las características del sistema (sustrato, tipo de sistema de camas, salinidad del agua, disponibilidad de nutrientes en el agua residual de los peces, etc.).

La albahaca (*Ocimum basilicum*) es una de las plantas más cultivadas en los sistemas acuapónicos (Love *et al.*, 2015). Es una hierba anual que es comercialmente importante y tanto las hojas frescas como las secas se usan para fines culinarios y medicinales (Chalchat y Ozcan, 2008; Ahmed *et al.*, 2014). Las plantas de albahaca pueden crecer bien en interiores y exteriores bajo condiciones de sol y humedad. La planta se produce comercialmente en muchos países como Egipto, India, Indonesia, México y los Estados Unidos (Li y Chang, 2016). También es adecuado para la producción sin suelo y algunos estudios (Rakocy *et al.*, 2004;

Roosta, 2014; Mangmang *et al.* 2016) sugieren que la albahaca responde con mejor rendimiento en sistemas sin suelo que en los sistemas convencionales.

En las plantas es importante señalar que el contenido de elementos esenciales condiciona el desarrollo óptimo de estas. Este contenido puede verse afectado por las características del suelo, la composición del agua de riego y la capacidad de las plantas para acumular selectivamente algunos metales (Lozak *et al.*, 2002). Los metales pesados como Cu, Fe, Mn, Mo y Zn se conocen como micronutrientes esenciales para humanos, animales y plantas debido a su capacidad para regular y mantener la salud, y se requieren en pequeñas cantidades, pero un exceso de estos puede causar un efecto tóxico (Salisbury y Ross, 1994; Sparks, 2005). Las plantas herbáceas como la albahaca contienen iones metálicos en un amplio rango de concentraciones. Los metales tienen uno o más roles estructurales o funcionales específicos en la planta, en ausencia de ese elemento, se esperará que la planta muestre ciertos síntomas morfológicos o bioquímicos de esa deficiencia (Salisbury y Ross, 1994). Algunos de estos elementos son tóxicos para los seres humanos incluso en concentraciones considerablemente bajas. En la vida humana, los metales pesados, incluidos Cu, Fe, Mn y Zn, desempeñan importantes funciones positivas y negativas (Adriano, 1984), pero otros elementos como el mercurio (Hg) tienen funciones tóxicas en las reacciones bioquímicas de nuestro cuerpo. (Baslar *et al.*, 2005).

En los sistemas acuapónicos, las fuentes de metales pesados se dan principalmente a través del alimento balanceado y las fuentes de agua utilizadas. Otras fuentes externas son: la lluvia, polvos atmosféricos, agentes de protección de plantas y fertilizantes, que podrían ser adsorbidos a través de las hojas (Kovacheva *et al.*, 2000; Atrouse *et al.*, 2004). Recientemente, Hg, Cu y Zn se han asociado a la camaronicultura. En el cultivo intensivo de camarón, estos metales se originan principalmente a partir de la adición de alimento (Hg como impurezas), seguido del agua de entrada, mientras que el lodo orgánico y el agua de salida son las principales vías de eliminación (Tacon y Foster 2003; Lacerda *et al.*, 2006; Tacon y Hasan 2007). A pesar de que los niveles de estos suelen ser relativamente bajos, estos son motivo de preocupación por las emisiones de metales a los cuerpos de

agua receptores adyacentes (Lacerda *et al.*, 2011; León-Cañedo *et al.*, 2017). En este contexto, una preocupación importante ha sido que los metales pesados se acumulan fácilmente en las partes comestibles de los vegetales en comparación con los cultivos de granos o frutas y podrían representar un riesgo para la salud si estos exceden los niveles de seguridad (Mapanda *et al.*, 2005).

El presente estudio tiene como objetivo hacer un seguimiento de las primeras investigaciones realizadas por León-Cañedo *et al.* (2019), donde se evaluó la viabilidad de producir lechugas con efluentes de cultivo de camarón, así como la evaluación del riesgo para la salud por parte de algunos metales pesados. Debido al consumo de lechuga, y Fierro-Sañudo *et al.* (2018), en el que se evaluaron las variables de producción de camarón blanco (*Penaeus vannamei*) y albahaca cultivada en un sistema acuapónico. Este estudio se realizó con el objetivo de evaluar la asimilación de metales pesados (Cu, Fe, Mn, Zn, Mo y Hg) y componentes mayoritarios (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} y Na^+) en cultivos de albahaca (*Ocimum basilicum*) cultivada en un sistema acuapónico (co-cultivo camarón-albahaca) de recirculación continua, que utiliza dos fuentes de agua de baja salinidad a través de un flujo de agua constante y un tratamiento de control con una solución hidropónica nutritiva (en una unidad del sistema hidropónico). La composición elemental del cultivo de albahaca cultivada a través de un sistema acuapónico que usa aguas de diferente composición iónica es comparada con las cultivadas con una solución nutritiva hidropónica (control). Además, una evaluación general de riesgo para la salud de metales pesados por la ingesta de albahaca (*O. basilicum*) es calculada.

4.3. MATERIALES Y METODOS

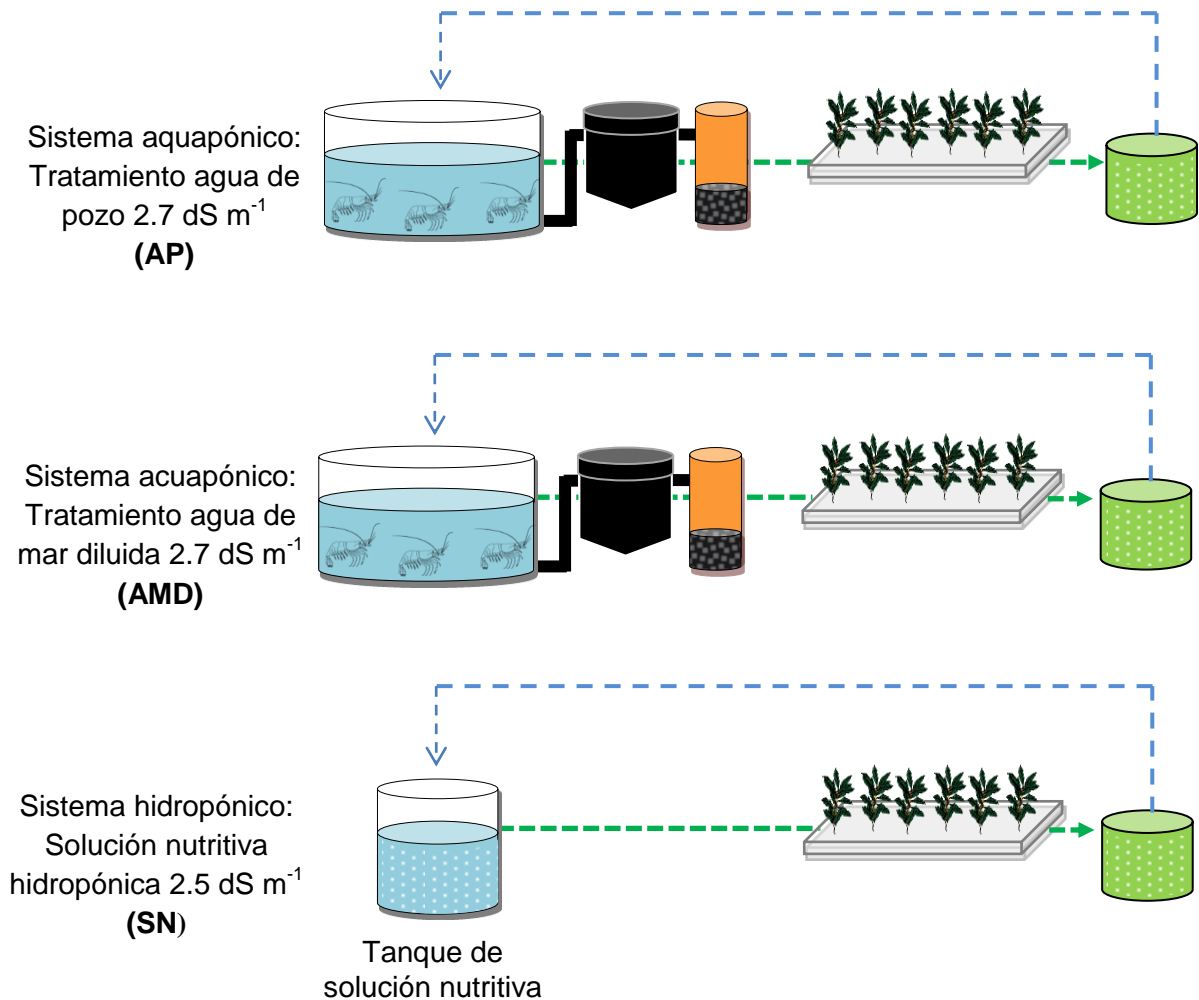


Figura 4.1. Esquema del sistema experimental usado en este estudio. Tratamientos acuapónicos (AP y AMD) y de hidroponía (SN) fueron realizados por triplicado.

4.3.1. Descripción del experimento

Se llevó a cabo un sistema experimental acuapónico en el Módulo Experimental YK, ubicado en Mazatlán, Sinaloa, México. El sistema acuapónico (Figura 4.1) consistió en una unidad de cultivo de camarón y una unidad hidropónica para cultivos de hortalizas acopladas simultáneamente a través de un sistema de recirculación de flujo constante. La unidad de cultivo de camarón consistió en seis tanques de polietileno de alta densidad (PET) de 3.14 m^3 (2 m de diámetro x 1.2 m de altura) de capacidad cada uno. Un tanque clarificador (180 L) y un biofiltro (120 L) con perlas

de plástico de PET y grava como sustrato para la fijación de bacterias nitrificantes se conectaron a cada tanque de cultivo de camarones. La unidad para el crecimiento vegetal consistió en un sistema hidropónico de técnica de raíz flotante (DWC *por sus siglas en inglés*) para cada tanque donde se cultivó la albahaca.

El sistema DWC consistió en camas construidas con bloques de cemento cubiertos con plástico (3.0 m de largo x 1.0 m de ancho x 0.2 m de alto) con una pendiente del 2%. Se colocó un tanque de sumidero (50 L) al final del sistema para retornar el agua a los tanques de camarón. El agua se transfirió por gravedad desde los tanques de cultivo de camarón al resto del sistema utilizando una manguera de PET de ½ "de diámetro. Al final del sistema DWC, el agua se recibió en un tanque colector de 50 L y luego fue bombeada nuevamente a los tanques de cultivo de camarón por una bomba periférica de 1/2 HP. La recirculación de agua a través del sistema acuapónico fue con un flujo constante de 2 L min⁻¹. El agua perdida por evaporación, evapotranspiración de las plantas y el drenaje de los tanques clarificadores se reemplazó mediante un tanque de 450 L conectado a los depósitos de la bomba donde se reemplazó el agua después de alcanzar un nivel predeterminado. Durante el ciclo de cultivo, el recambio de agua fue cero.

Se utilizaron dos tipos de agua para el cultivo de camarones: (1) agua de pozo con 1.7 g L⁻¹ de salinidad (tratamiento AP; 2.7 dS m⁻¹ de conductividad eléctrica (CE)) y (2) agua de mar (34 g L⁻¹ de salinidad) diluida con agua dulce (0.2 g L⁻¹) a 1.7 g L⁻¹ (tratamiento AMD; CE 2.7 dS m⁻¹). Los tanques de camarón se acoplaron a un sistema de filtración (clarificador y biofiltro, uno por tanque) y luego al sistema DWC para el cultivo de albahaca. Además (3) se utilizó un tratamiento control que consiste en una solución hidropónica nutritiva (tratamiento control SN; 2.5 dS m⁻¹ de CE) para el riego de las plantas en un sistema DWC (sin clarificador ni biofiltro) (Figura 4.1). La producción de biomasa del cultivo de albahaca y los macronutrientes, micronutrientes y concentración de Na en sus tejidos (raíces, tallos y hojas) se compararon entre los tratamientos (AP, AMD y SN). Los componentes químicos de la solución hidropónica nutritiva se incluyen en el Cuadro 4.1 (Marulanda-Tabares, 1999; Samperio-Ruiz, 2000). La aireación para el sistema fue suministrada por un soplador de aire regenerativo de 1 HP y una tubería de aireación (Aerotube) por cada tanque.

4.3.2. Manejo y producción de cultivo de camarón y cultivo de albahaca

La postlarva (PL) de *L. vannamei* (0.69 ± 0.10 g) utilizada en este experimento para el cultivo de camarón fue proporcionada por Proveedor de Larvas S.A. de C.V. Las postlarvas se aclimataron a 1.7 g L^{-1} de salinidad según McGraw y Scarpa (2004) y se cultivaron a una densidad de 75 PL m^{-3} por ciclo de cultivo. Los camarones fueron alimentados con alimento "Flake" (52% de proteínas; Brine Shrimp Co., Utah, EE. UU.) durante la primera semana, y después durante 6 semanas con "Camaronina" (35% de proteínas; Nestlé Purina PetCare Company, St. Louis, Missouri, USA) hasta la cosecha. El ciclo de cultivo de camarón duró 50 días.

Las plántulas de albahaca (*O. basilicum*) se trasplantaron a su tratamiento respectivo (AP, AMD y SN) 30 días después de la siembra de la semilla en un ciclo de crecimiento de 65 días. Las plántulas se pusieron a flotar en sus correspondientes sistemas de DWC en láminas de poliestireno (3 m de largo x 1 m de ancho x 1" de espesor); 48 plántulas ($16 \text{ plantas m}^{-2}$) en cada lecho (25 cm separados entre sí). El manejo del cultivo de albahaca en el sistema acuapónico se detalla en Fierro-Sañudo *et al.* (2018).

4.3.3. Análisis químicos y fisicoquímicos de las fuentes de agua

Las fuentes de agua utilizadas de ambos tratamientos acuapónicos, AP y AMD se analizaron para la caracterización del agua (al inicio y final del ciclo de cultivo de acuaponía) de acuerdo con los siguientes cuatro grupos de variables: (1) parámetros fisicoquímicos; (2) componentes mayoritarios; (3) nutrientes; y (4) metales. La temperatura, el pH, la CE y el oxígeno disuelto se midieron utilizando un medidor de oxígeno disuelto (modelo DO200, YSI, Ohio, EE. UU.), mientras que el pH y la conductividad eléctrica se midieron utilizando un medidor de pH (modelo HI 98129, Hanna Instruments, Texas, EE. UU.). La precisión, estimada como el coeficiente de variación, fue de 5.5%, 2.2% y 4.1% para el oxígeno disuelto, pH y conductividad, respectivamente. La calibración del medidor de pH y CE se realizó utilizando soluciones estandarizadas de pH 4.01 (Orion 910104, Thermo Scientific) y 7.01 (Orion 910110, Thermo Scientific) y una solución HANNA de $1413 \mu\text{S cm}^{-1}$ CE a 25°C .

Las muestras para los iones mayoritarios y los análisis de nutrientes se recolectaron (una muestra por tanque) en la etapa inicial y final del cultivo directamente de los tanques (25 cm por debajo del agua superficial) y se filtraron utilizando filtros Whatman GF/F. Las muestras de agua se almacenaron en botellas de plástico limpias y enjuagadas en ácido HCl 0.5 M (120 mL) y se transportaron al laboratorio a baja temperatura (4 °C). Las muestras de agua para análisis de metales pesados se recolectaron (una muestra por tanque en la etapa inicial y final) en botellas de polietileno lavadas con ácido (2 M HNO₃) (60 mL) y se filtraron inmediatamente a través de filtros de 0.45 µm (Tipo HA, Millipore) lavados con ácido (HCl 0.5 M). Los filtrados se acidificaron con HNO₃ (J.T. Baker, grado “trace metals analysis”) y se usaron para el análisis de la fracción disuelta. Los análisis de metales pesados e iones principales se realizaron utilizando los métodos de espectrometría de absorción atómica (EAA) por flama (Ca, K, Mg y Na), horno de grafito (Cu, Zn y Mn) y la técnica de generación de vapor frío (Hg), mediante un espectrómetro de absorción atómica (SpectraAA 220, Varian VGA-110). Las concentraciones de nutrientes se midieron utilizando los procedimientos descritos por Grasshoff *et al.* (1990). La precisión (expresada como coeficiente de variación en%) de los diferentes análisis fue variable según el metal y el nutriente determinado: de 3.5 (para K) a 8.2% (para Ca) para los componentes mayoritarios; de 3.5 (para Hg) a 7.8% (para Mn) para metales pesados; y del 5.0% (para nitratos) al 9.6% (para amonio).

4.3.4. Concentraciones de metales pesados y componentes mayoritarios en tejidos de albahaca

Durante la cosecha, se seleccionaron al azar dieciséis plantas completas de cada cama y luego se separaron en hojas, tallos y raíces para determinar las concentraciones de metales (Cu, Fe, Mn, Mo, Zn y Hg) y componentes mayoritarios (K, Mg, Ca y Na) en los tejidos de albahaca. Las plantas se lavaron primero con agua Milli-Q purificada para eliminar las impurezas, después de la limpieza, se separaron con diferentes tejidos y se trituraron para obtener una mezcla homogénea “pool” (tres grupos de 100 g por cama) después de liofilizar (-49 °C y 132 °C. × 10⁻³ mbar) durante 72 h. Se analizaron un total de 48 plantas de albahaca por tratamiento; Por

ello, se analizaron un total de 144 plantas. Se digirió una alícuota de las muestras de tejido homogeneizadas secas (0.25 g de peso seco) utilizando 5 mL de HNO₃ concentrado en viales de teflón tapado (Savillex) (UNEP, 1995). Luego, los viales se calentaron a 140 °C durante 3 h en un horno de microondas (CEM-MARS 6). Las muestras digeridas una vez que estaban a temperatura ambiente se diluyeron con agua Milli-Q hasta un volumen final de 25 mL. Las muestras en blanco y el material de referencia estándar de espinaca SRM-1570a (NIST, 2001) se digirieron (una por cada 25 muestras) utilizando el mismo procedimiento para determinar la precisión y la exactitud. Los análisis de Cu, Fe, Mn, Mo y Zn se realizaron por duplicado utilizando la técnica de grafito, mientras que el Na, K, Mg y Ca se midieron por duplicado utilizando la técnica de emisión por flama y el Hg fue medido por duplicado usando el método de vapor frío mediante un espectrómetro de absorción atómica, AAS (SpectraAA 220, Varian VGA-110). Los valores de recuperación de los análisis del material de referencia estándar SRM-1570a (NIST, 2001) para oligoelementos en hojas de espinaca fueron 88.5, 85.1, 88.5, 89.4 y 89.5% para Cu, Fe, Mn, Zn y Hg respectivamente, mientras que para los iones principales fueron 100.0, 114.8, 93.4, 114.6 % para Ca, Mg, K y Na, respectivamente. El material de referencia estándar SRM-1573a para hojas de tomate (NIST, 2001) tuvo un valor de recuperación de 91.0% para Mo. La precisión se determinó por el coeficiente de variación que varió de 4.8 (Cu) a 9.2% (Mn).

4.3.5. Evaluación del riesgo a la salud

Para evaluar el riesgo a la salud de Cu, Fe, Mn, Mo, Zn y Hg asociado con el consumo de albahaca cultivada en un sistema acuapónico (co-cultivo camarón-albahaca) usando aguas de baja salinidad, se calculó el índice de riesgo a la salud (HRI). Los cálculos de la ingesta diaria (IDM) de cada metal fueron necesarios para calcular el HRI mediante el uso de la dosis oral de referencia (DOR) para efectos no carcinogénicos, que es la dosis oral por kg de peso corporal. Los valores de DOR para metales pesados se tomaron de la USEPA (2018). El estándar de protección a la salud para HRI es 1.0, por lo tanto, los valores superiores a 1.0 se consideran como un riesgo potencial para la salud (USEPA, 2006).

La ingesta diaria de metales se estimó mediante la siguiente ecuación (Arora *et al.*, 2008):

$$IDM = (Cm \times IDv \times F) / Pc$$

donde, Cm es la concentración de Cu, Fe, Mn, Mo, Zn y Hg (mg kg^{-1} base en peso seco) en tejido comestible de albahaca, IDv representa la ingesta diaria promedio de vegetales, F es el factor de conversión (0.085 ± 0.002 en nuestro caso), se utiliza para convertir el peso de vegetales frescos en peso seco y Pc es el peso corporal. Se consideró que el peso corporal promedio era de 67.9 kg (para la población de América Latina y el Caribe; Walpole *et al.*, 2012), mientras que la ingesta diaria promedio de vegetales para este estudio fue considerada como 0.02 kg (masa húmeda) por persona⁻¹ día⁻¹.

El índice de riesgo para la salud (HRI), que es la relación entre IDM y DOR que expresa el riesgo a la salud de los efectos no carcinogénicos, se calculó teniendo en cuenta diferentes pesos corporales (10-120 kg de peso corporal) y diferentes tasas de ingesta diaria de albahaca para el cálculo de IDM. La ecuación fue la siguiente (Jan *et al.*, 2010):

$$HRI = IDM / (DOR)$$

donde IDM representa la ingesta diaria de metales y DOR representa la dosis oral de referencia. El valor de DOR para Cu, Fe, Mn, Mo, Zn y Hg es 0.04, 0.70, 0.14, 0.005, 0.30 y 0.0003 mg kg^{-1} persona d^{-1} , respectivamente. Los valores de DOR se tomaron de USEPA (2018).

4.3.6. Análisis estadístico

Para determinar la distribución e igualdad de varianzas de los datos, se utilizaron las pruebas de normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov, Probabilidades de Lilliefors) y homoscedasticidad (prueba de Levene). Los análisis estadísticos fueron ejecutados para comparar si hubo diferencias significativas ($P < 0.05$) entre la calidad del agua de las dos fuentes de agua del sistema acuapónico (AP y AMD), las variables de producción de albahaca y camarón y las concentraciones de elementos

(metales pesados y los iones mayoritarios) en diferentes tejidos de albahaca fueron comparadas mediante dos pruebas estadísticas grupales comparativas: 1) comparaciones de la calidad del agua y las variables de producción de camarón entre los tratamientos acuapónicos (AP y AMD) (prueba T-student); 2) comparaciones de variables de producción de albahaca y concentraciones elementales en diferentes tejidos de albahaca entre tratamientos acuapónicos e hidropónicos (AP y AMD y SN) (ANOVA de una vía). Se realizó una prueba post-hoc (prueba de Tukey HSD) para identificar diferencias significativas entre las medias. El software empleado fue STATISTICA 7 (Statsoft Inc., Tulsa, EE. UU.).

4.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.4.1. Calidad del agua de las fuentes de irrigación

Los valores de los parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto) del ciclo de cultivo del camarón (48 días) fueron similares entre los tratamientos. La temperatura inicial registró valores promedio de 31.8 y 32.1 °C para AP y AMD, respectivamente, mientras que los valores promedio al final del ciclo de cultivo fueron 28.9 y 29.1 °C para AP y AMD, respectivamente. Los valores de pH se mantuvieron entre 7.0 y 8.0 para ambos tratamientos AP y AMD durante el ciclo del camarón. Por otro lado, el oxígeno disuelto varió entre 6.5 y 6.7 mg L⁻¹ al inicio y de 6.0 a 6.1 mg L⁻¹ al final. La CE se mantuvo lo más cerca posible a 2.7 dS cm⁻¹. Las variables fisicoquímicas registradas en ambos tratamientos durante el ciclo de cultivo estuvieron dentro de los rangos óptimos propuestos por Van Wyk (1999), para el crecimiento del camarón. La calidad del agua de los componentes químicos (macronutrientes, micronutrientes y sodio) presentes en las fuentes de agua (AP, AMD y SN) se resume en el Cuadro 4.1. Las concentraciones de sodio, macro y micronutrientes encontradas en AP y AMD son bajas en comparación con las encontradas en la solución nutritiva hidropónica (SN), excepto Mg²⁺ que registró concentraciones similares en AP, AMD y SN. Las concentraciones de macronutrientes entre las fuentes de agua de los tratamientos acuaponicos (AP y AMD) no tuvieron diferencias significativas cuando fueron comparados. Solo Mg²⁺ tuvo diferencias significativas al inicio del ciclo de cultivo. Por otro lado, el agua inicial y final en ambos tratamientos fue similar en el contenido de nutrientes, excepto para TAN-N en el tratamiento AP donde el agua final registró una mayor concentración en comparación con el agua inicial. Las concentraciones de micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn y Mo) y Hg fueron similares entre AP y AMD para el agua inicial y para el agua final. Es notable que el Cu registrara una mayor concentración en el agua final para ambos tratamientos, lo que podría estar asociado con una remineralización de este elemento por la fracción de lodo en los clarificadores.

Las aguas para riego agrícola generalmente contienen rangos de concentración de 0-920, 0-60, 0-2, 0-1065 y 0-400 mg L⁻¹ para Na⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻ y Ca²⁺,

respectivamente (Ayers y Westcot , 1985). Para este estudio, las concentraciones de cloruro tanto de AP como de AMD fueron altas según los límites de restricción ($> 355 \text{ mg L}^{-1}$) especificados por Ayers y Westcot (1985) para las plantas. El cloruro es un elemento que en exceso suele ser limitante para el crecimiento de la planta. Se destaca que las concentraciones de Cl^- y Na^+ en los efluentes provenientes del cultivo de camarón cultivado con agua de pozo (AP) son incluso más altas que las que se registran como concentraciones habituales para este tipo de agua (Millero, 2006). Esto podría deberse a la proximidad de la cuña marina en el sitio donde se recolectó el agua de pozo. Por otro lado, de acuerdo con las pautas para metales pesados en el agua de riego (FAO, 1985; WHO, 1989; Khan *et al.*, 2005), las concentraciones máximas recomendadas deben ser de 200, 5000, 2000, 200 y $10 \mu\text{g L}^{-1}$ para Cu, Fe, Zn, Mn y Mo, respectivamente, para que las plantas no presenten efectos tóxicos. Las fuentes de agua (AP y AMD) provenientes del cultivo de camarón evaluado en este estudio están por debajo de las concentraciones recomendadas para esos elementos, sin embargo, los niveles de nutrientes en el interior de las plantas son generalmente de 10 a 1000 veces más altos que los que se encuentran en el medio nutritivo (agua de riego, solución nutritiva, suelos y sustratos (Ayers y Westcot, 1985)). Los macronutrientes (Ca^{2+} , K^+ + y Mg^{2+}), micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Mo y Zn) y otros (Cl^- , Na^+), estudiados para este trabajo, están presentes en las aguas de los estanques de camarones debido a su presencia como componente natural. En fuentes de agua y alimentos (principalmente harinas de pescado). Algunas impurezas en los fertilizantes y otros productos químicos utilizados en la industria de la acuicultura pueden contener niveles variables de metales pesados (Chou *et al.*, 2002; Lyle-Fritch *et al.*, 2006). La disponibilidad de los elementos (iones mayoritarios y metales pesados) en las fuentes de agua utilizadas para la nutrición del cultivo de albahaca dependerá de varios factores, como los medios de crecimiento y particularmente del pH, que influyen directamente en su biodisponibilidad, lo que afecta su especiación, transporte y solubilidad. Las deficiencias o cantidades excesivas de un elemento pueden inducir deficiencias o acumulaciones excesivas de otro (Salisbury y Ross, 1994).

Cuadro 4.1. Caracterización química de las fuentes de agua (promedio \pm DE por triplicado) usadas durante las etapas inicial y final del sistema acuapónico.

Macronutrientes	AP		AMD		SN (mg L ⁻¹)
	Inicial	Final	Inicial	Final	
TAN-N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4.1 \pm 1.3 ^{a,1}	5.9 \pm 1.1 ^{a,1}	5.9 \pm 2.6 ^{a,1}	8.0 \pm 4.7 ^{a,1}	-
NO ₂ ⁻ -N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7.2 \pm 6.3 ^{a,1}	4.3 \pm 0.8 ^{a,1}	6.3 \pm 2.4 ^{a,1}	6.1 \pm 2.8 ^{a,1}	-
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	1.2 \pm 0.4 ^{a,1}	0.3 \pm 0.0 ^{b,1}	1.5 \pm 0.6 ^{a,1}	0.4 \pm 0.1 ^{b,1}	-
NT (mg L ⁻¹)	3.4 \pm 1.8 ^{a,1}	2.2 \pm 1.7 ^{a,1}	3.2 \pm 1.2 ^{a,1}	1.2 \pm 0.1 ^{a,1}	190.3
PO ₄ ⁻ -P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	53.7 \pm 12.6 ^{a,1}	276.4 \pm 200.5 ^{a,1}	41.6 \pm 8.3 ^{a,1}	337.1 \pm 141.4 ^{a,1}	-
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	65.7 \pm 2.2 ^{a,1}	347.8 \pm 188.8 ^{a,1}	53.6 \pm 3.9 ^{a,1}	372.1 \pm 163.7 ^{a,1}	45.6
K ⁺ (mg L ⁻¹)	38.2 \pm 9.5 ^{a,1}	36.4 \pm 22.8 ^{a,1}	35.2 \pm 12.3 ^{a,1}	57.3 \pm 7.3 ^{a,1}	211.6
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	60.2 \pm 14.8 ^{a,1}	73.6 \pm 8.6 ^{a,1}	32.2 \pm 9.5 ^{b,2}	61.3 \pm 1.5 ^{a,1}	49.6
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	57.1 \pm 8.7 ^{a,1}	62.9 \pm 7.5 ^{a,1}	39.0 \pm 8.6 ^{a,1}	51.7 \pm 0.7 ^{a,1}	131.2
Micronutrientes					($\mu\text{g L}^{-1}$)
Cu ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13.3 \pm 2.5 ^{a,1}	12.2 \pm 0.4 ^{a,1}	11.1 \pm 2.0 ^{a,1}	16.5 \pm 4.8 ^{a,1}	100
Fe ($\mu\text{g L}^{-1}$)					2900
Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.3 \pm 0.5 ^{a,1}	1.8 \pm 0.3 ^{a,1}	2.0 \pm 1.6 ^{a,1}	1.9 \pm 0.4 ^{a,1}	400
Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	56.5 \pm 17.6 ^{a,1}	67.7 \pm 19.2 ^{a,1}	53.5 \pm 17.1 ^{a,1}	67.5 \pm 21.6 ^{a,1}	100
Mo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	2.9 \pm 0.1 ^{a,2}	3.2 \pm 0.1 ^{a,1}	3.4 \pm 0.0 ^{a,1}	2.6 \pm 0.2 ^{b,2}	-
Otros					
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	171.9 \pm 8.7 ^{b,1}	257.4 \pm 20.5 ^{a,2}	184.5 \pm 57.0 ^{b,1}	374.0 \pm 1.0 ^{a,1}	-
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	831.3 \pm 17.3 ^{a,1}	615.7 \pm 25.0 ^{b,2}	769.9 \pm 40.7 ^{a,1}	748.1 \pm 34.3 ^{a,1}	-

Promedios con letras distintas (a, b) entre agua inicial y final para un mismo tratamiento indican diferencias significativas ($P < 0.05$); promedios con números distintos (1, 2) entre AP y AMD de un mismo periodo (inicial y final) indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

4.4.2. Cultivo de camarón y producción de albahaca

Después de 50 días de ciclo de cultivo de camarón, las variables de producción fueron registradas y son resumidas en el Cuadro 4.2. Con excepción de la variable de biomasa de camarón que fue mayor ($P < 0.05$) en AP que en AMD, no se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) en las variables restantes evaluadas para el cultivo del camarón. En términos de producción, los resultados obtenidos en este estudio para camarones cultivados con aguas de baja salinidad y diferentes composiciones iónicas demuestran que es posible cultivar camarones con agua de pozo (AP) y agua de mar diluida (AMD) a una salinidad de 1.7 g L^{-1} . Por otro lado, al final del ciclo de cultivo de albahaca (65 días), se registró la biomasa total producida como tejido comestible para cada tratamiento. Las variables de producción de albahaca se muestran en el Cuadro 4.3. Los resultados en las variables de cultivo de albahaca mostraron una tendencia de producción de $AP > SN > AMD$ para biomasa total y producción por planta; sin embargo, para la relación hojas / tallo, la tendencia fue $AMD > AP > SN$. Excepto para la variable de relación hojas/tallo, donde hubo diferencias ($P < 0.05$) entre AMD y SN; no se encontraron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre los tratamientos de AP, AMD y SN para las variables restantes. Más detalles de la producción de camarón y albahaca son discutidos en Fierro-Sañudo *et al.* (2018).

Cuadro 4.2. Producción de camarón (promedio \pm DE) usando dos fuentes de agua de baja salinidad (AP y AMD a 1.7 g L^{-1} de salinidad).

	AP	AMD
Peso inicial (g)	0.7 ± 0.1^a	0.7 ± 0.1^a
Peso final (g)	9.3 ± 0.1^a	8.7 ± 0.5^a
Supervivencia (%)	89.5 ± 1.9^a	85.3 ± 3.6^a
Crecimiento (g semana^{-1})	1.2 ± 0.0^a	1.1 ± 0.1^a
¹ TCE ($\% \text{ día}^{-1}$)	5.4 ± 0.0^a	5.3 ± 0.1^a
² FCA	1.4 ± 0.1^a	1.4 ± 0.1^a
Biomasa total (kg)	2.0 ± 0.0^a	1.7 ± 0.1^b

¹Tasa de crecimiento específico; ²Factor de conversión alimenticia

Cuadro 4.3. Producción de albahaca (promedio \pm DE) cultivada con aguas de baja salinidad (AP y AMD a 1.7 g L^{-1} de salinidad) proveniente del cultivo de camarón en un sistema acuapónico.

	AP	AMD	SN
Producción por planta (g)	70.4 ± 43.3^a	42.9 ± 22.1^a	64.6 ± 37.4^a
Biomasa total (kg)	10.1 ± 3.8^a	6.2 ± 1.5^a	9.3 ± 3.2^a
Proporción hoja/tallo	$2.1 \pm 0.3^{a,b}$	2.5 ± 0.3^a	1.8 ± 0.2^b

Letras distintas (a, b) indican diferencias significativas.

4.4.3. Acumulación de minerales en tejidos de albahaca

4.4.3.1. Macronutrientes y sodio

El contenido de macronutrientes, micronutrientes y sodio en los tejidos de albahaca (*O. basilicum*) cultivados con tres fuentes de agua de riego diferentes se muestra en el Cuadro 4.4. En orden de abundancia, los macronutrientes en los tejidos de albahaca (hojas, tallos y raíces) mostraron una tendencia de $K > Mg > Ca$, en los tratamientos acuapónicos (AP y AMD), mientras que para el tratamiento de control (SN) la tendencia fue $K > Ca > Mg$. En la mayoría de los análisis en tejidos de albahaca, las concentraciones de Ca y Mg se acumularon principalmente en hojas y raíces, mientras que para K se acumuló principalmente en tallos. No se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) en las concentraciones de macronutrientes en las hojas, con la excepción de Mg donde se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los tratamientos de acuapónicos (AP y AMD) con respecto al control (SN). En el caso de los tallos, se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre plantas cultivadas en acuaponía (AP y AMD) con respecto a las cultivadas por hidroponía (SN) para Ca y Mg. En las raíces, los tratamientos AP y SN para Mg fueron diferentes significativamente ($P < 0.05$) mientras que para K se encontraron diferencias significativas en el tratamiento SN con respecto a AP y AMD. En las concentraciones de sodio, solo se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos AMD y SN para los tallos. Las concentraciones de macronutrientes

encontradas en este estudio fueron más altas que las consideradas como niveles adecuados para la nutrición de las plantas (10, 5 y 2 g kg⁻¹ para K, Ca y Mg, respectivamente) según lo indicado por Pandey (2015). Dichas concentraciones se comparan con las registradas en la base de datos nacional de nutrientes para estándares de referencia del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 2018) que informa los valores (en peso seco) de la composición elemental para la porción comestible de albahaca: 22.4, 26.3, 7.1 y 0.8 g kg⁻¹ para Ca, K, Mg y Na, respectivamente. En este estudio, las concentraciones de Mg y K estuvieron por encima de los valores estándar de referencia de acuerdo a USDA, mientras que las concentraciones de sodio estuvieron por debajo de dichos valores. En las plantas, K, Mg, Ca y Na están involucrados en la osmorregulación, así como el equilibrio iónico y tienen funciones específicas de conformación de enzimas y catálisis (por ejemplo, complejos de metaloproteínas) (Malik y Srivastava, 1982).

4.4.3.2. Mercurio y micronutrientes

Elementos como Cu, Fe, Mn, Zn y Mo, son clasificados como micronutrientes esenciales, los cuales, de acuerdo a la función bioquímica que realizan en las plantas, pertenecen a un grupo de elementos responsables de realizar roles importantes en reacciones involucradas en la transferencia de electrones (Mengel y Kirkby, 1987). La acumulación de estos elementos se registró principalmente en las raíces. En orden descendente, la tendencia para la acumulación de todos los metales en los tejidos de la planta fue; raíces > hojas > tallos. En hojas y tallos la tendencia de los elementos fue Zn > Fe > Mn > Cu > Mo > Hg, mientras que en raíces fue Fe > Mn > Zn > Cu > Mo > Hg. No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la acumulación de metales en tejidos de albahaca entre tratamientos, con excepción de Mo en raíces donde se encontraron diferencias significativas en SN con respecto de AP y AMD. Las concentraciones de metales encontradas en este estudio (Cuadro 4.4) para el tejido comestible (hojas y tallos) estuvieron por encima de los valores estándar de referencia para albahaca (USDA, 2018) con respecto a Zn (71 mg kg⁻¹), y por debajo de dichos valores en cuanto a Fe (898 mg kg⁻¹). A su vez, en este estudio los valores en hojas y tallos de todos los elementos estuvieron por encima de

los registrados como niveles adecuados para nutrición de las plantas con 100, 50, 20, 6 y 0.1 mg kg⁻¹ para Fe, Mn, Zn, Cu y Mo, respectivamente (Pandey, 2015). Los micronutrientes a pesar de ser considerados elementos esenciales para la nutrición de las plantas y/o animales, también pueden jugar un rol antagónico llegando incluso a ser tóxico en elevadas concentraciones. A su vez, otros elementos como por ejemplo Hg, el cual es considerado como un elemento tóxico que no juega un rol importante en nutrición, podrían entrar involuntariamente a la cadena alimenticia y ocasionar riesgos a la salud en animales y humanos. Las fuentes de enriquecimiento de los metales pueden ser variables, y la capacidad de las plantas para acumular y traslocar dichos elementos en sus tejidos, depende en gran medida de factores como el suelo, el clima, el genotipo de la planta, el manejo y la composición química de las fuentes de irrigación (McLaughlin *et al.*, 1999).

Las concentraciones de metales pesados encontradas en el presente estudio fueron comparadas con las de varias regiones del mundo y para diferentes condiciones de crecimiento de albahaca (Cuadro 4.5). La mayoría de los estudios en todo el mundo registran concentraciones de metales pesados similares o comparables a las que se encuentran en este trabajo, ya sea cultivadas en el suelo o en condiciones sin suelo (en sistemas acuapónicos o hidropónicos), a excepción del zinc. Los resultados de nuestro estudio no exceden los límites de seguridad para los contenidos de Cu en los alimentos (CAC, 1984). A su vez, los niveles de Zn exceden el límite de seguridad (60 mg kg⁻¹) del código alimentario; sin embargo, no superan los niveles críticos o tóxicos (Macnicol y Beckett, 1985).

Esto sugiere que la reutilización de agua (agua de pozo y agua de mar diluida) del cultivo de camarón de baja salinidad (1.7 g L⁻¹) para la irrigación de plantas de albahaca mediante un sistema acuaponico no representa un riesgo en términos de acumulación de Cu, Fe, Mn, Zn y Mo. Sin embargo, se debe tener en cuenta la periodicidad de la ingesta ya que podría generar efectos negativos en la salud humana. Por lo tanto, se examinó el análisis de riesgo para la salud para evidenciar cualquier tipo de riesgo por el consumo de albahaca cultivada con este tipo de aguas bajo condiciones de acuaponia.

Cuadro 4.4. Composición mineral (en peso seco) en tejidos de albahaca *O. basilicum* para los diferentes tratamientos.

Solución	Macronutrientes y sodio (g kg ⁻¹)				Micronutrientes y Hg (mg kg ⁻¹)					
	Ca	Mg	K	Na	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Hg
Hojas										
AP	11.2 ± 5.5 ^a	16.5 ± 3.4 ^a	35.1 ± 13.1 ^a	2.0 ± 0.9 ^a	9.2 ± 0.7 ^a	204 ± 92 ^a	103 ± 36 ^a	0.2 ± 0.2 ^a	246 ± 35 ^a	0.01 ± 0.00
AMD	13.1 ± 3.2 ^a	15.8 ± 1.0 ^a	33.7 ± 7.4 ^a	2.4 ± 1.1 ^a	8.7 ± 0.8 ^a	215 ± 106 ^a	133 ± 102 ^a	0.2 ± 0.2 ^a	309 ± 118 ^a	0.01 ± 0.00
SN	12.2 ± 3.3 ^a	10.4 ± 1.4 ^b	27.9 ± 4.2 ^a	2.4 ± 1.7 ^a	9.9 ± 1.3 ^a	210 ± 108 ^a	87.4 ± 13.9 ^a	0.3 ± 0.3 ^a	202 ± 104 ^a	<LD
Tallos										
AP	2.5 ± 1.4 ^b	10.6 ± 2.3 ^a	56.4 ± 19.3 ^a	9.8 ± 3.3 ^{a,b}	7.5 ± 0.8 ^a	74.0 ± 14.4 ^a	71.4 ± 57.9 ^a	0.1 ± 0.0 ^a	183 ± 44 ^a	0.01 ± 0.00 ^a
AMD	4.5 ± 1.8 ^b	10.7 ± 1.1 ^a	52.9 ± 10.2 ^a	12.6 ± 3.6 ^a	8.1 ± 0.1 ^a	100 ± 5 ^a	99.6 ± 89.2 ^a	0.1 ± 0.0 ^a	214 ± 106 ^a	0.01 ± 0.00 ^a
SN	8.0 ± 2.2 ^a	7.7 ± 1.1 ^b	42.7 ± 4.0 ^a	5.3 ± 1.4 ^b	10.1 ± 0.8 ^a	72.2 ± 3.5 ^a	59.3 ± 28.8 ^a	0.1 ± 0.0 ^a	200 ± 127 ^a	<LD
Raíces										
AP	8.9 ± 1.3 ^a	18.8 ± 3.2 ^a	34.0 ± 4.3 ^a	20.4 ± 7.6 ^a	122 ± 18 ^a	*4.6 ± 2.5 ^a	580 ± 138 ^a	0.8 ± 0.4 ^b	619 ± 393 ^a	0.03 ± 0.00 ^a
AMD	9.4 ± 1.4 ^a	15.8 ± 1.7 ^{a,b}	34.7 ± 6.2 ^a	20.3 ± 3.6 ^a	141 ± 25 ^a	*4.0 ± 0.6 ^a	571 ± 247 ^a	1.2 ± 0.4 ^b	548 ± 271 ^a	0.03 ± 0.00 ^a
SN	12.4 ± 2.8 ^a	11.4 ± 2.4 ^b	21.5 ± 3.4 ^b	24.0 ± 3.9 ^a	214 ± 100 ^a	*4.4 ± 2.3 ^a	425 ± 179 ^a	3.3 ± 0.3 ^a	269 ± 107 ^a	<LD

*Valores en g kg⁻¹; letras distintas (a, b) entre tratamientos de un mismo elemento indican diferencias significativas.

Cuadro 4.5. Límites de seguridad y acumulación (mg kg⁻¹) de metales en albahaca cultivada desde diferentes regiones del mundo.

País o región	Especie	*Ca	*K	*Mg	*Na	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Referencia
NE India (E)	<i>O. sanctum</i>	1.8	3.3	-	-	22.0	348	25.4	-	49.6	Devi y Sarma (2009)
Emiratos Árabes Unidos (E)	<i>O. basilicum</i>	-	-	-	-	1.4-18.9	185-1101	-	-	15-112	Dghaim <i>et al.</i> (2015)
Western Anatolia, Turquía (E)	<i>O. basilicum</i>	-	-	-	-	20.1	945	30.1	-	11.2	Divrikli <i>et al.</i> (2006)
Polonia (E)	<i>O. basilicum</i>	-	-	-	-	2.4-12.7	-	-	-	8.2-38.7	Krejpcio <i>et al.</i> (2007)
Serbia (E)	<i>Ocimum ssp.</i>	19.2-36.5	11.1-21.5	4.6-15.3	-	13.8-24.8	202-3576	73-131	-	28.6-78.6	Licina <i>et al.</i> (2014)
Irán (E)	<i>O. basilicum</i>	-	-	-	-	22.8	-	-	-	59.3	Shariatpanahi <i>et al.</i> (1986)
EUA (A)	<i>O. basilicum</i>	29.3	7.8	5.4	0.1	14.1	96.1	100	-	62.2	Saha <i>et al.</i> (2016)
México (A)	<i>O. basilicum</i>	24.8	33.5	19.1	4.0	10.8	235	87.6	0.2	273	Este estudio (AP)
México (A)	<i>O. basilicum</i>	25.3	34.0	18.2	4.3	10.7	220	104	0.1	337	Este estudio (AMD)
México (A)	<i>O. basilicum</i>	25.0	27.9	12.6	4.3	6.8	277	81.7	0.2	189	Este estudio (SN)
Límites de seguridad		-	-	-	-	40	-	-	-	60	CAC (1984); Fite-
Rangos de concentraciones críticas		-	-	-	-	20-100	-	400-1000	-	100-400	Macnicol y Beckett (1985)

*expresado en 10³ (ej. 1.8 x10³ mg Ca Kg⁻¹ = 1,800 mg Ca Kg⁻¹); (A) acuaponia; (E) campo experimental bajo suelo.

4.4.4. Evaluación del riesgo para la salud

4.4.4.1. Ingesta diaria estimada de metales pesados

La estimación de las ingestas diarias de Cu, Fe, Mn, Zn, Mo y Hg para el consumo de albahaca cultivada con dos tipos de aguas de baja salinidad en un sistema acuapónico de camarón-albahaca y una solución hidropónica se muestran en el Cuadro 4.6. Los resultados de EDI encontrados en este estudio, que se calcularon tomando como referencia un peso corporal de 67,9 kg y una ingesta diaria de 20 g de albahaca, se encuentran por debajo de las pautas de ingesta diaria tolerable provisional (JECFA, 2018), ingesta diaria adecuada (EFSA, 2013) y dosis oral de referencia (USEPA, 2017) para todos los tratamientos.

Cuadro 4.6. Estimación de la ingesta diaria y límites de seguridad ($\text{mg kg persona}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de metales pesados por consumo de albahaca cultivada con diferentes tipos de agua.

Tratamiento	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Hg
AP	2.1E-04	3.5E-03	2.2E-03	3.9E-06	5.4E-03	2.2E-07
AMD	2.1E-04	3.9E-03	2.9E-03	3.9E-06	6.6E-03	1.3E-07
SN	2.5E-04	3.5E-03	1.8E-03	5.3E-06	5.0E-03	ND
PTDI/*AI	5.0E-01	8.0E-01	*4.0E-02	-	3.0E-01-1.0E-00	6.0E-04
DOF	4.0E-02	7.0E-01	1.4E-01	5.0E-03	3.0E-01	3.0E-04

ND-no detectado; IDTP-Ingesta diaria tolerable provisional (JECFA, 2018); *IA, Ingesta adecuada (EFSA, 2013); DOF-dosis oral de referencia (USEPA, 2017).

El HRI se estimó por diferentes escenarios en cuanto al peso corporal (rangos de 10 a 120 kg) y la ingesta diaria de albahaca (rangos de 0.01 a 35 kg). Esta estimación se realizó para cada metal individualmente con el fin de conocer el nivel de riesgo que existe según la variación del peso corporal de una persona y el consumo de albahaca. Los resultados de HRI de metales pesados por la ingesta de albahaca cultivada con diferentes fuentes de agua se muestran en la Figura 4.2, en la cual el valor umbral (<1) se encuentra representado por una línea discontinua,

mientras que las líneas continuas representan la estimación del HRI con diferente peso corporal y distintas ingestas diarias de albahaca. Se observa que el HRI para Cu y Fe de todos los tratamientos (AP, AMD y SN) alcanza un riesgo a partir de una ingesta diaria de 1 kg de albahaca en personas con un peso de entre 10 y 20 kg, que está cerca del peso de infantes (< 30 kg), mientras que para adultos con un peso promedio (60-70 kg) el riesgo se alcanza con una ingesta diaria de 4 kg. Para Mn y Zn, las estimaciones de HRI indican que el riesgo surge de una ingesta diaria de 500 mg para Mn y 300 mg para Zn, principalmente en lactantes con un peso de entre 10 y 30 kg. El riesgo en adultos con peso promedio (60-70 kg) se da a partir de una ingesta diaria de 1 kg de albahaca. En el caso de HRI para Mo y Hg, los riesgos podrían presentarse con ingestas diarias muy alejadas de la realidad, ya que para Mo el riesgo para la salud se reflejaría con una ingesta diaria de 4 kg (en infantes) y 10 kg (en adultos), mientras que para Hg, el riesgo se produce por la ingesta de 15 kg en infantes y < 35 kg en adultos. Teniendo en cuenta un valor de ingesta diaria de albahaca de 0.20 kg por día (asumida en este estudio) y un peso corporal promedio de 67.9 kg (Walpole *et al.*, 2012), se observa que los cálculos de HRI para Cu, Fe, Mn, Mo, Hg y Zn no exceden el valor umbral (<1) del riesgo para la salud por consumo de albahaca *O. basilicum* cultivada en condiciones de un sistema acuapónico y aguas de diferente composición iónica.

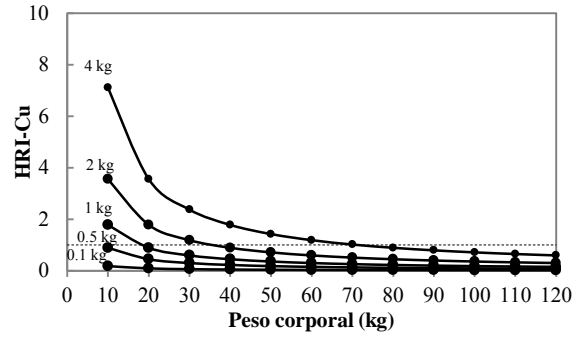
México ya ha desarrollado esta tecnología a escala experimental, obteniendo resultados prometedores en términos de producción. Estudios como el de Ronzón-Ortega *et al.* (2012), Mariscal-Lagarda *et al.* (2012; 2014) y Fierro-Sañudo *et al.* (2018), son algunas de las investigaciones llevadas a cabo en este país para sistemas acuapónicos que utilizan especies de camarones y langostinos en combinación con plantas como la lechuga, tomate y albahaca. Los sistemas acuapónicos podrían desarrollarse comercialmente en México, ya que en este país el cultivo de camarón con agua dulce y de baja salinidad (0.5-2 g L⁻¹) se ha desarrollado en los últimos 20 años en estados como Colima, Baja California, Jalisco, Hidalgo y Sinaloa, logrando rendimientos de hasta 10 ton ha⁻¹ (Angulo *et al.*, 2005; Godínez-Siordia *et al.*, 2011). En este sentido, existe un gran potencial para la implementación de estos sistemas combinando el cultivo de camarón con la

producción de vegetales y al mismo tiempo, producir alimentos seguros para la salud humana. Además de reducir las descargas de efluentes en el medio ambiente que son generadas por el monocultivo de camarón.

De acuerdo con los resultados de este estudio, es posible argumentar que los sistemas acuapónicos utilizados con diferentes fuentes de agua a baja salinidad son factibles para el cultivo de camarones y albahaca en el mismo sistema de recirculación de agua. Este estudio indica que los bajos niveles acumulados de Cu, Fe, Mn, Mo, Zn y Hg en la albahaca no representan un riesgo para la salud humana. Por lo tanto, esta cosecha adicional representa una mayor eficiencia de la asimilación de nutrientes en el sistema en comparación con los monocultivos tradicionales de camarón. Sin embargo, es evidente la necesidad de investigación sobre el rendimiento (producción y económico) de dicho cultivo en una escala comercial, además de la realización de un estudio de calidad, sanidad e inocuidad alimentaria para los productos cosechados.

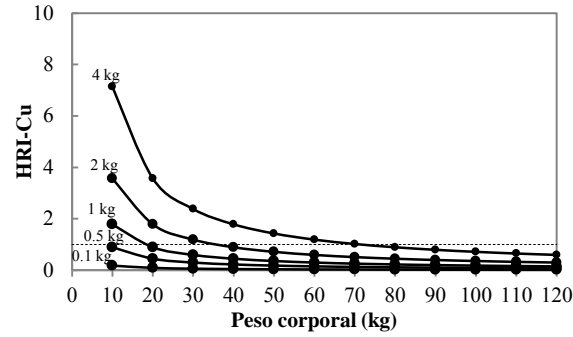
Aquaponia

A)



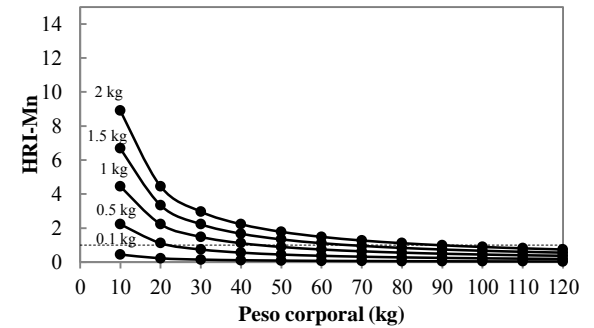
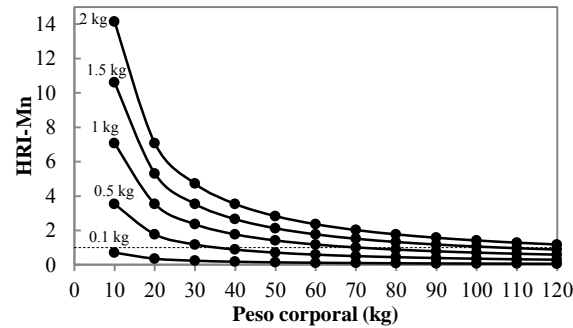
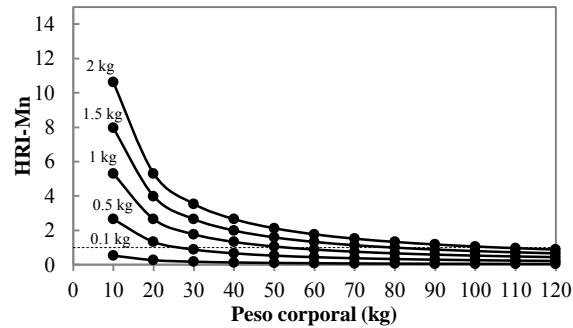
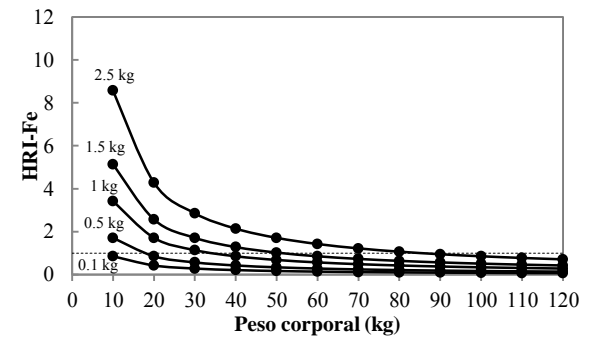
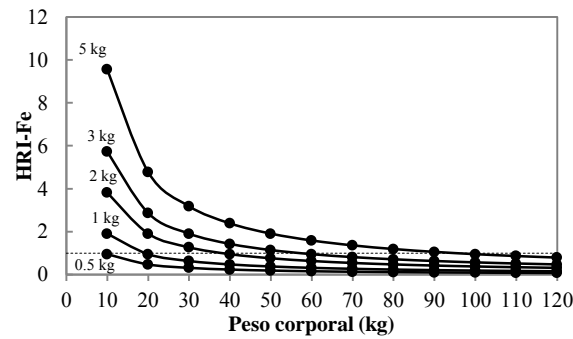
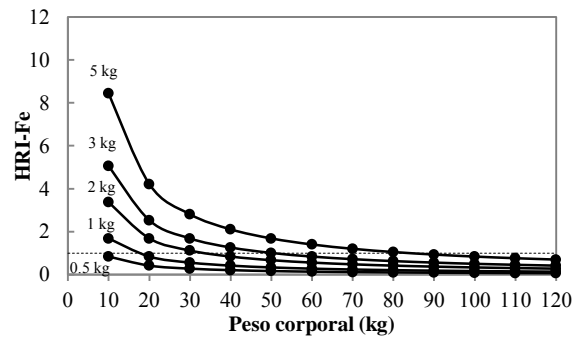
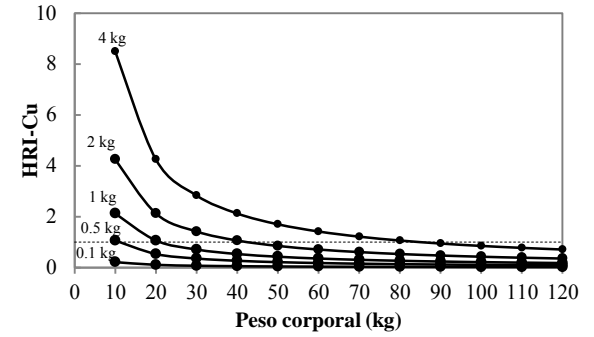
Aquaponia

B)



Hidroponía

C)



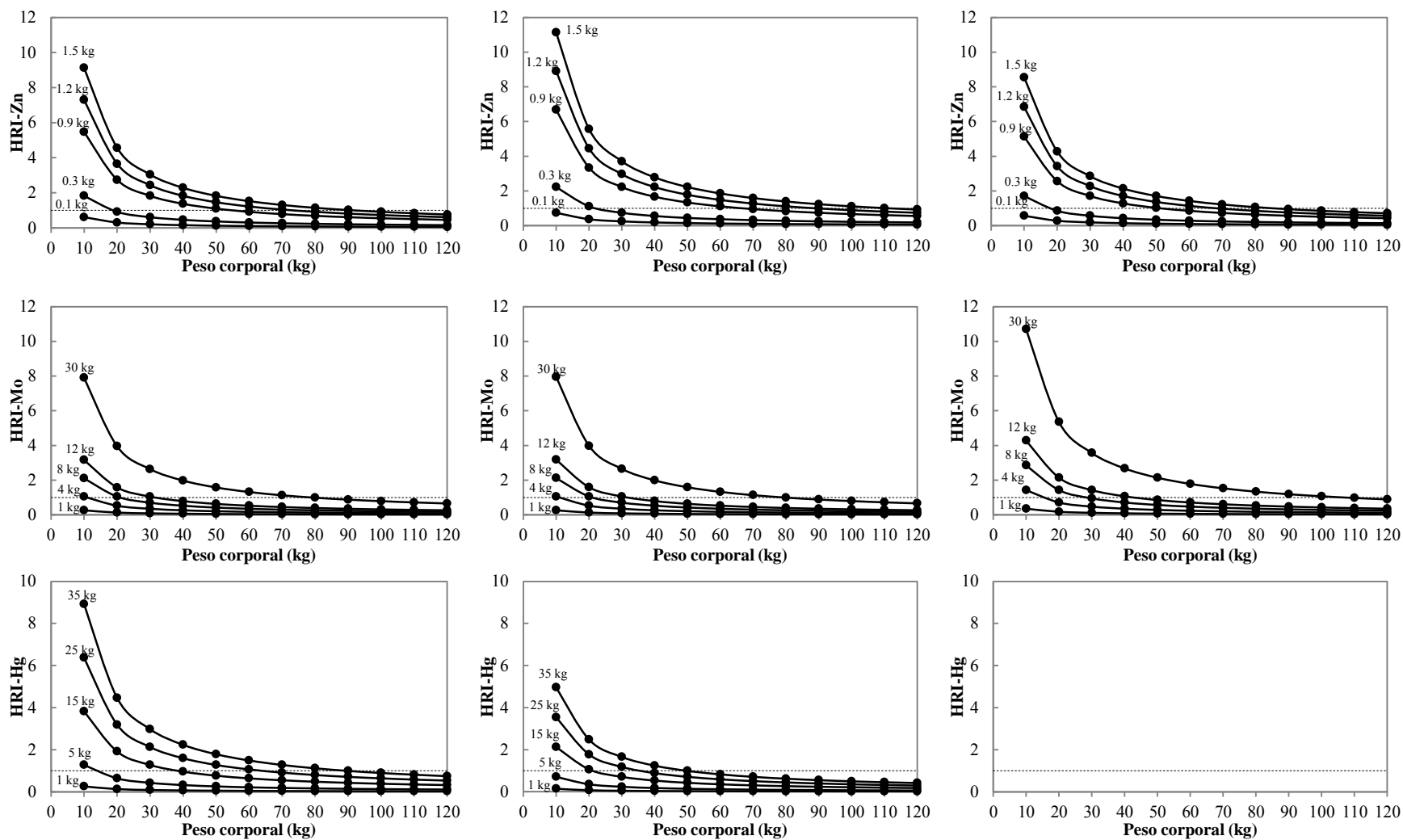


Figura 4.2. Índice de riesgo a la salud por metales pesados por ingesta de albahaca cultivada con diferentes tipos de agua. A), agua de pozo (AP); B), agua de mar diluida (AMD); C), solución nutritiva hidropónica (SN).

4.5. CONCLUSIÓN

A partir de este estudio, se concluye que es factible utilizar aguas de baja salinidad (1.7 g L^{-1}) y de diferente composición iónica (agua de pozo y agua de mar diluida) para la producción del Co-cultivo camarón-albahaca mediante un sistema acuapónico de flujo constante. Los resultados acerca de la caracterización de las distintas fuentes de agua (AP y AMD) registraron bajos niveles de macro y micronutrientes con respecto a los encontrados en el tratamiento control (SN), a su vez, las concentraciones de sodio registradas en ambas fuentes de agua estuvieron por encima de los grados de restricción de iones para uso agrícola, sin embargo la producción no se vio limitada por dichos factores.

Los macro (Ca, K, Mg) y micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Mo y Zn) presentes en los tejidos de las plantas son necesarios para mantener un metabolismo saludable. En este estudio la concentración de tales elementos en los tejidos de albahaca no presentaron diferencias significativas ni entre los tratamientos acuapónicos (AP, AMD), ni entre el tratamiento control (SN). Los macro y micronutrientes estuvieron por encima de los valores estándar de referencia del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, por sus siglas en inglés), por lo tanto se descarta deficiencia de estos elementos en los tejidos de albahaca. Por otra parte el riesgo a la salud calculado para elementos con potencial tóxico ya sea por naturaleza propia o por exceso en acumulación no evidenció un peligro a la salud humana con respecto al consumo diario o prolongado de albahaca de acuerdo al peso corporal promedio en la región. De acuerdo a lo anterior, se concluye que el co-cultivo camarón-albahaca llevado a cabo en un sistema acuapónico con dos aguas de baja salinidad es viable en términos de producción y libre de riesgos a la salud humana por consumo de metales pesados. A su vez, el cultivo adicional de albahaca permite una mayor eficiencia en cuanto al uso del agua y la remoción de nutriente en el sistema y por lo tanto una disminución en la descarga de contaminantes al medio ambiente.

4.6. LITERATURA CITADA

- Adriano, D. C. 1984. Trace Metals in the Terrestrial Environment. Verlag Spiegler. New York. U.S.A.
- Ahmed, E. A., E. A. Hassan, K. M. Tobgy and E. M. Ramadan. 2014. Evaluation of rhizobacteria of some medicinal plants for plant growth promotion and biological control. *Ann. Agric. Sci.* 59(2):273-280.
- Angulo, J. A., A. Mejía y R. Engel. 2005. Cultivo experimental de camarón blanco *Litopenaeus vannamei* en el valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Pan. Acuic.* 10:10-15.
- Arora, M., B. Kiran, S. Rani, A. Rani, B. Kaur and N. Mittal. 2008. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. *Food Chem.* 111: 811-815.
- Atrouse, O. M., S. A. Oran, and S. Y. Al-Abbadi. 2004. Chemical analysis and identification of pollen grains from different Jordanian honey samples. *Int. J. Food Sci. and Tech.* 39:413-417.
- Ayers, R. S. and D. W. Westcot. 1985. Water Quality for Agriculture, FAO Irrigation and Drainage (paper 29), FAO, Roma.
- Baslar, S., Y. Dogan, N. Yenil, S. Karagoz and H. Bag. 2005. Trace element biomonitoring by leaves of *Populus nigra L.* from Western Anatolia, Turkey. *J. of Environ. Biol.* 26:665-668.
- CAC, 1984. Codex Alimentarius Commission, Contaminants, Joint FAO/WHO Food Standards Program, vol. 17. Codex Alimentarius Commission, Geneva.
- Chalchat, J. C. and M. M. Ozcan. 2008. Comparative essential oil composition of flowers, leaves and stems of basil (*Ocimum basilicum L.*) used as herb. *Food Chem.* 110:501-503.
- Chou, C. L., K. Haya, L. A. Paon, L. Burrige and J. D. Moffatt. 2002. Aquaculture related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings for near-field effects. *Mar. Pollut. Bull.* 44(11):1259-1268.

- Delaide, B., S. Goddek, U. Mankasingh, K. V. Ragnarsdottir, H. Jijakli and R. Thorarinsdottir. 2015. Challenges of sustainable and commercial aquaponics. *Sustain.* 7:4199-4224.
- Devi, K. N. and N. Sarma. 2009. Elemental content of some anti-diabetic medicinal plants using PIXE analysis. *J. Herbs, Spi. Med. Plants.* 15:334-341.
- Dghaim, R., S. A. Khatib, H. Rasool, and M. A. Khan. 2015. Determination of Heavy Metals Concentration in Traditional Herbs Commonly Consumed in the United Arab Emirates. *J. of Environ. and Pub. Health.* Pp 1-6.
- Divrikli, U., N. Horzum, M. Soylak and L. Elci. 2006. Trace heavy metal contents of some spices and herbal plants from western Anatolia, Turkey. *Int. J. of Food Sci. and Tech.* 41:712-716.
- EFSA, European Food Safety Authority. 2013. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for manganese. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA). *EFSA Journal*, Parma, Italy, 11(11):3419.
- FAO, 1985. Wastewater Treatment and Use in Agriculture. Wastewater quality guidelines for agricultural use. <http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e04.htm>. (Accesada 09. 10. 2017).
- FAO, 2013. Afrontar la Escasez de Agua: Un Marco de Acción para la Agricultura y la Seguridad Alimentaria. Informe sobre Temas Hídricos, 38. Roma, Italia. Pp. 78.
- FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. pp. 200.
- Fierro-Sañudo, J. F., S. G. Alarcón-Silvas, J. A. León-Cañedo, J. G. Gutiérrez-Valenzuela, J. Ramírez-Rochín, M. M. Mariscal-Lagarda, M. A. Franco-Nava, R. Lizárraga-Jiménez, J. I. Osuna-López and F. Páez-Osuna. 2015. Integrated culture of shrimp (*L. vannamei*), tomato (*L. esculentum*) and lettuce (*L. sativa*) using diluted seawater: management, production and water consumption. *Glob. Advanc. Resear. J. Agric. Sci.* 4(7):315-324.
- Fierro-Sañudo, J. F., G. A. Rodríguez-Montes de Oca, J. A. León-Cañedo, S. G. Alarcón-Silvas, M. M. Mariscal-Lagarda, T. Díaz-Valdés and F. Páez-Osuna, 2018. Production and management of shrimp (*Penaeus vannamei*) in co-

- culture with basil (*Ocimum basilicum*) using two sources of low-salinity water. Lat. Am. J. Aquat. Res. 46(1):63-71.
- Godínez-Siordia, D. E., M. C. Chávez-Medina y S. Gómez-Jiménez. 2011. Acuicultura epicontinental del camarón blanco del Pacífico, *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). Trop. Subtrop. Agroecol. 14(1):55-62.
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt and K. Krembling. 1990. Methods of seawater analysis; Verlag Chemie; Weinheim, Germany, 419 pp.
- Jan, F.A., M. Ishaq, S. Khan, I. Ihsanullah, I. Iahmad and M. Shakirullah. 2010. A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on wastewater irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (lower Dir). J. Hazard Mat. 179(1–3):612-621.
- JECFA, 2018. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Disponible en <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/search.aspx?fcc=2> (accesada 10.09.2018)
- Khan, R., S. H. Israili, H. Ahmad and A. Mohan. 2005. Heavy metal pollution assessment in surface water bodies and its suitability for irrigation around the Neyevli lignite mines and associated industrial complex, Tamil Nadu, India. Mine water Environ. 24:155-161.
- Kovacheva, P., R. Djingova and I. Kuleff. 2000. On the representative sampling of plants for multielement analysis. Phytol. Balc. 6:91–102.
- Krejpcio, Z., E. Król and S. Sionkowski. 2007. Evaluation of Heavy Metals Contents in Spices and Herbs Available on the Polish Market. Polish J. of Environ. Stud. 16 (1):97-100.
- Lacerda, L. D., J. A. Santos and R. M. Madrid. 2006. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. Mar. Pollut. Bull. 52:1823–1826.
- Lacerda, L. D., T. M. Soares, B. G. B. Costa and M. D. P. Godoy. 2011. Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. Bull. Environ. Cont. and Toxicol. 87(6):657-661.

- Lennard, W. A. and B. V. Leonard. 2006. A comparison of three different hydroponic subsystems (gravel bed, floating and nutrient film technique) in an aquaponic test system. *Aquac. Int.* 14:539–550
- León-Cañedo J. A., S. G. Alarcón-Silvas, J. F. Fierro-Sañudo, M. M. Mariscal-Lagarda, T. Díaz-Valdés and F. Páez-Osuna. 2017. Assessment of environmental loads of Cu and Zn from intensive inland shrimp aquaculture. *Environ. Monit. Assess.* 189(69):1-8.
- León-Cañedo J. A., S. G. Alarcón-Silvas, J. F. Fierro-Sañudo, G. A. Rodríguez-Montes de Oca, L. Partida-Ruvalcaba, T. Díaz-Valdés and F. Páez-Osuna. 2019. Mercury and other trace metals in lettuce (*Lactuca sativa*) grown with two low-salinity shrimp effluents: Accumulation and human health risk assessment. *Sci. Tot. Environ.* 650:2535–2544.
- Li, Q. X. and C. L. Chang. 2016. Basil (*Ocimum basilicum* L.) Oils. In: V. R. Preedy. *Essentials Oils in Food Preservation Flavor and Safety*. Academic Press (Elsevier). London, United Kingdom. 895 pp.
- Ličina, V. D., S. Č. Jelačić, D V. Beatović and S. B. A. Mladenović. 2014. Mineral composition of different basil (*Ocimum spp.*) genotypes. *Hem. Ind.* 68(4):501-510.
- Love, D. C., M. S. Uhl and L. Genello. 2015. Energy and water use of a small-scale raft aquaponic system in Baltimore, Maryland. U.S. *Aquacult. Eng.* 68:19-27.
- Lozak, A., K. Soltyk, P. Ostapczuk and Z. Fijalek. 2002. Determination of selected trace elements in herbs and their infusions. *Sci. Tot. Environ.* 289:33-40.
- Lyle-Fritch, L. P., E. Romero-Beltran and F. Páez-Osuna. 2006. Survey on use of the chemical and biological products for shrimp farming in Sinaloa (NW Mexico). *Acuacult. Engine.* 35:135-146.
- Macnicol, R. D. and P. H. T Beckett. 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements, *Plant Soil.* 85:107.
- Malik, C. P. and A. K. Srivastava. 1982. *Text book of plant physiology*. Kalyani Publishers, New Delhi, India.

- Mangmang, J. S., D. Rosalind and G. Rogers. 2016. Inoculation effect of *Azospirillum brasilense* on basil grown under aquaponics production system. *Org. Agri.* 6(1):65–74.
- Mapanda, F., E. N. Mangwayana, J. Nyamangara and K. E. Giller. 2005. The effects of long-term irrigation using water on heavy metal contents of soils under vegetables. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107:151-156.
- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar and R. Felix-Gastelum. 2012. Integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) with low salinity groundwater: Management and production. *Aquac.* 366(367):76-84.
- Mariscal-Lagarda, M. M. and F. Páez-Osuna. 2014a. Mass balances of nitrogen and phosphorus in an integrated culture of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum*) with low salinity groundwater. *Aquac. Eng.* 58:107-112
- Mariscal-Lagarda, M. M., F. Páez-Osuna, J. L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar, K. Y. Brito-Solano, D. López-Pérez and R. Alonso-Rodríguez. 2014b. Water quality in an integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*)-tomato (*Lycopersicon esculentum*) using low salinity groundwater in Sonora, Mexico. *Exp. Agric.* 50(2):306-319.
- Marulanda-Tabares, C. H. 1999. Cultivos sin tierra: hidroponía familiar. Guía técnica. Proyecto Nacional de Hidroponía, MAG-PNUD, San Salvador. 169 pp.
- Maucieri, C., M. Borin, C. Nicoletto, R. Junge, Z. Schmutz and P. Sambo. 2018. Hydroponic systems and water management in aquaponics: A review. *Italian J. Agro.* 13:1012.
- Mcgraw, W. J. and J. Scarpa. 2004. Mortality of freshwater acclimated *Litopenaeus vannamei* associated with acclimation rate, habituation period, and ionic challenge, *Aquac.* 236:285-296.
- McLaughlin, M. J., D. R. Parker and J. M. Clarke. 1999. Metals and micronutrients food safety issues. *Field Crops Res.* 60:143-163.

- McMurtry, M. R., D. C. Sanders, J. D. Cure, R. G. Hodson, B. C. Haning and P. C. Amand. 1997. Efficiency of water use of an integrated fish/vegetable co-culture system. *J. World Aquac. Soc.* 28:420-428.
- Mengel, K. and E. A. Kirkby. 1987. *Principles of Plant Nutrition*. International Potash Institute. Worblaufen-Bern, Switzerland.
- Millero, F. 2006. *Chemical Oceanography*. Boca Raton, Florida, CRC Press. 496 pp.
- NIST, National Institute of Standards and Technology. 2001. Trace elements in Spinach Leaves. Standard Reference Material (1570a). USA. Disponible en: <https://www.nist.gov>.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environ. Manag.* 28(1):131-140.
- Pandey, R. 2015. Mineral nutrition of plants. In: B. Bahadur *et al.* (eds), *Plant Biology and Biotechnology*, Vol I: Plant Diversity, Organization, Function and Improvemet, Springer India. 832 pp.
- Rakocy, J. E., J. A. Hargreaves and D. S. Bailey. 1993. Nutrient accumulation in a recirculation aquaculture system integrated with vegetable hydroponics. In: Wang, J. K. (Ed.), *Techniques for Modern Aquaculture*. Proceed. Conf. 21-23, Spokane, WA.148 158.
- Rakocy, J. E., R. C. Shultz, D. S. Bailey and E. S. Thoman. 2004. Aquaponic production of tilapia and basil: comparing a batch and staggered cropping system. *Acta Horticult.* 648:63-69.
- Rakocy, J. E., M. P. Masser, T. M. Losordo. 2006. *Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: Aquaponics-Integrating Fish and Plant Culture*. South. Reg. Aquac. Cent. pp. 1–16.
- Rakocy, J. E. 2012. *Aquaponics-Integrating Fish and Plant Culture*. Wiley-Blackwellpp. 344–386. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1002/9781118250105.ch14>.
- Ronzón-Ortega, M., M. P. Hernández-Vergara and C. I. Pérez-Rostro. 2012. Hydroponic and aquaponic production of sweet basil (*ocimum basilicum*) and Giant River prawn (*macrobrachium rosenbergii*). *Trop. and Subtrop. Agroecos.* 15(2):63-71.

- Roosta H. R. and M. Hamidpour. 2011. Effects of foliar application of some macro- and micro-nutrients on tomato plants in aquaponic and hydroponic systems. *Scient. Horticult.* 129:396-402.
- Roosta, H. R. 2014. Comparison of the vegetative growth, eco-physiological characteristics and mineral nutrient content of basil plants in different irrigation ratios of hydroponic: aquaponic solution. *J. Plant Nutrit.* 37(11):1782-1803.
- Saha, S., A. Monroe and M. R. Day. 2016. Growth, yield, plant quality and nutrition of basil (*Ocimum basilicum* L.) under soilless agricultural systems. *Ann. Agricult. Sci.* 61:181-186.
- Salisbury, F. B. y C. W. Ross. 1994. *Fisiología Vegetal*. Grupo Editorial Iberoamericana S.A. México. 759 pp.
- Samperio-Ruiz, G. 2000. *Hidroponía comercial*. Editorial Diana, México D.F. 172 pp.
- Shariatpanahi, M., A. C. Anderson and F. Mather. 1986. Trace Metal Uptake by Garden Herbs and Vegetables. *Biol. Trace Elem. Res.* 11:177-183.
- Sparks, D. L. 2005. Toxic metals in the environment: the role of surfaces. *Elem.* 1(4):193-197.
- Tacon, A. G. J., and I. P. Forster. 2003. Aquafeeds and the environment: policy implications. *Aquac.* 226:181–189.
- Tacon, A. G. J., and M. R. Hasan. 2007. Global synthesis of feeds and nutrients for sustainable aquaculture development. In: Hasan, M. R., T. Hecht, S. S. De Silva and A. G. J. Tacon (eds). *Study and analysis of feeds and fertilizers for sustainable aquaculture development*. FAO Fisheries Technical Paper No. 497. FAO, Rome. Italy. 510 pp.
- UNEP, 1995. *Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter*. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 63, UNEP.
- USDA, United States Department of Agriculture, 2018. Agricultural Research Service, Nutrient Data Laboratory. USDA National Nutrient Database for Standard Reference, Legacy, version current: April 2018. Basic report: 02003. Disponible en <https://ndb.nal.usda.gov/ndb/>. Accesada 13/08/2018.

- USEPA, United States Environmental Protection Agency. 2006. Region III Risk-based Concentration Table: Technical Background Information. United States Environmental Protection Agency, Washington.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. 2017. IRIS, Integrated Risk Information System. Available online:<https://www.epa.gov/iris> (accesada en 16/10/2018).
- USEPA, United States Environmental Protection Agency, 2018. Human Health Risk Assessment: Risk-Based Concentration Table. Disponible en: http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rbconcentration_table/Generic_Tables/index.htm. (Accessed 09.0.2018).
- Van Wyk, P. M. 1999. Principles of Recirculating System Design. In: Farming Marine Shrimp in Recirculating Freshwater Systems, Florida Department of Agriculture and Consumer Services (eds.), USA, pp. 59-97.
- Walpole, S. C., D. Prieto-Merino, P. Edwards, J. Cleland, G. Stevens and I. Roberts, 2012. The weight of nations: an estimation of adult human biomass. BMC Public Health. 12(439):1471-2458.
- WHO, World Health Organization, 1989. Health guidelines for the use of waste water in agriculture and aquaculture. WHO Technical Report Series 778:74 pp.