



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE
PUEBLA**



INSTITUTO DE CIENCIAS

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

“La Tierra no es de nosotros, nosotros somos de la Tierra”

**EVALUACIÓN DE LA SALUD DEL RÍO ATOYAC EN EL MUNICIPIO DE PAPALOTLA,
TLAXCALA ANTE RADIACIÓN UV-B, BASADO EN ECOEXERGÍA.**

TESIS

Que para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta

Yessica Alejandra Linares González

Director de tesis:

Dr. Ricardo Darío Peña Moreno



Octubre 2025



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

INSTITUTO DE CIENCIAS

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES



"La Tierra no es de nosotros, nosotros somos de la Tierra"

**EVALUACIÓN DE LA SALUD DEL RÍO ATOYAC EN EL MUNICIPIO DE PAPALOTLA,
TLAXCALA ANTE RADIACIÓN UV-B, BASADO EN ECOEXERGÍA.**

TESIS

Que para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta

Yessica Alejandra Linares González

Comité Tutorial:

Director	Dr. Ricardo Darío Peña Moreno
Co-Directora	Dra. Laura Morales Lara
Tutor	Dra. María Lilia Cedillo Ramírez
Integrante Comité Tutorial	Dr. J Santos Hernández Zepeda
Integrante Comité Tutorial	Dra. Gladys Linares Fleites
Integrante Comité Tutorial	Dr. Fortino Romero Bañuelos

Octubre 2025

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
II. JUSTIFICACIÓN	3
III. MARCO DE REFERENCIA.....	4
3.1 Zona de estudio	4
3.2 Ecoexergía	5
3.3 Ecoexergía y ciencias ambientales.....	6
3.4 Ecoexergía como indicador de salud de ecosistemas acuáticos.....	9
3.5 Ecoexergía y radiación UV-B.....	9
3.5.1 Actividad enzimática como biomarcador: Quitinasa	11
3.6 Ecoexergía en un contexto socioecológico	12
3.7 Marco Conceptual.....	13
3.7.1 Tipo de Investigación	13
3.7.2 Paradigma	13
3.7.3 Enfoque Epistemológico.....	14
3.7.4 Teorías que soportan la investigación.....	15
IV. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	15
4.1 Pregunta de investigación	15
V. HIPÓTESIS.....	16
5.1 Hipótesis general	16
VI. OBJETIVOS	16
6.1 Objetivo general.....	16
6.2 Objetivos específicos	16
VII. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	17
7.1 Reconocimiento de la zona de estudio	18
7.2 Diseño de encuesta.....	18
7.3 Muestreo	18
7.4 Caracterización de las muestras	19
7.5 Evaluación ecotoxicológica	19
7.5.1 Toxicidad por UV-B	19
7.5.2 Ensayo crónico poblacional	20
7.5.3 Actividad enzimática de quitinasa.....	20
7.6 Cálculo de la capacidad de amortiguamiento	21

7.7 Cálculo de Ecoenergía.....	21
7.7.1 Modelo de regresión cantidad-biomasa.....	21
7.7.2 Ecoenergía.....	22
7.8 Análisis estadístico.....	22
VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	23
8.1 Evaluación de los factores abióticos del Río Atoyac: Implicaciones en la calidad del agua.....	23
8.2 Impacto de factores abióticos presentes en las muestras de agua del río Atoyac y radiación UV-B en la dinámica poblacional de <i>Daphnia magna</i>	28
8.3 Capacidad de amortiguamiento ante factores abióticos y radiación UV-B en el organismo modelo <i>D. magna</i>	34
8.3.1 Actividad enzimática de quitinasa como biomarcador en la capacidad de amortiguamiento.....	34
8.3.2 Tendencia en la capacidad de amortiguamiento.....	38
8.3 Variación temporal de ecoenergía ante factores abióticos del río Atoyac y radiación UV-B sobre <i>D. magna</i>	41
8.3.1 Modelo de regresión cantidad-Biomasa.....	41
8.3.2 Variación temporal de ecoenergía.....	42
8.3.3 Cambios en los niveles de ecoenergía mediante modelo matemático.....	45
8.5 Valor de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac.....	50
8.5.1 Identificación de los servicios ecosistémicos hidrológicos.....	50
8.5.2 Diseño de la encuesta.....	53
8.5.3 Validez y Confiabilidad del instrumento “valor de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac”.....	53
8.5.3 Descripción de la percepción de los servicios ecosistémicos del río Atoyac.....	56
8.5.4 Estimación de la categorización del río Atoyac mediante Modelo de Regresión Logística Multinomial.....	58
8.5.4.1 Estimación de resultados.....	58
8.6 Salud y clasificación del río.....	61
IX. CONCLUSIONES.....	65
X. LITERATURA CITADA.....	67
XI. ANEXOS.....	74
Anexo I. Formato de instrumento.....	74

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Factores abióticos en 2 sitios de muestreo del río Atoyac.	23
Tabla 2. Parámetros de historia de vida de <i>D. magna</i> a condiciones diferentes de factores abióticos y radiación UV-B.	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Despliegue de eventos históricos que derivaron en la conjunción de la termodinámica y exergía en el contexto de ciencias ambientales.	7
Figura 2. Comparativo del rendimiento poblacional de <i>D. magna</i> a condiciones diferentes de factores abióticos y radiación UV-B:	31
Figura 3. Estructura poblacional de <i>D. magna</i> después de un periodo de 20 días de exposición a condiciones diferentes de factores abióticos y radiación UV-B.	32
Figura 4. Tasa finita de crecimiento poblacional de <i>D. magna</i>	34
Figura 5. Relación entre la actividad enzimática de quitinasa y el número de neonatos	36
Figura 6. Tendencia en la actividad enzimática de quitinasa	37
Figura 7. Tendencia en la capacidad de amortiguamiento	40
Figura 8. Relación cantidad-Biomasa [mg/mL] para <i>D. magna</i>	42
Figura 9. Variación temporal de ecoexergía	43
Figura 10. Esquemmatización de los flujos de ecoexergía	46
Figura 11. Comparativo de la variación temporal de ecoexergía calculada vs estimada mediante modelo matemático	47
Figura 12. Predicción de la variación temporal de ecoexergía a partir de modelo matemático.	49
Figura 13. Clasificación de los servicios ecosistémicos hidrológicos identificados en el río Atoyac.	51
Figura 14. Resultados por pregunta del instrumento “Valor relativo de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac”	56
Figura 15. Categorización de los ecosistemas en un contexto socioecológico y termodinámico.	62
Figura 16. Relación entre ecoexergía y capacidad de amortiguamiento para el río Atoyac.	63

I. INTRODUCCIÓN

El concepto "salud del ecosistema" ha sido aplicado en abundantes ocasiones dentro de la gestión ambiental. Su definición alude a la capacidad del propio ecosistema de cumplir con los requisitos razonables de la sociedad humana, así como la capacidad de mantenerse y actualizarse (Peng *et al.*, 2017). Por tanto, mantener ecosistemas saludables es primordial dado que son ellos los proveedores absolutos de servicios ecológicos que garantizan la supervivencia humana (Coscieme *et al.*, 2013). No obstante, la complejidad propia de los ecosistemas dificulta la cuantificación del concepto, lo cual apremia la necesidad de indicadores que describan la situación de un ecosistema en función de sus interrelaciones, así como la estimación del posible daño derivado de impactos antropogénicos (Wang *et al.*, 2017). Ante ello, existen diversas funciones objetivo que pueden emplearse como indicadores de salud del ecosistema, tal es el caso de la exergía cuya definición matemática ha facilitado su aplicación en estudios que evalúan el estado termodinámico de un sistema (Wang *et al.*, 2017).

Ahora bien, el término exergía se define como la distancia entre el estado actual del sistema y su estado en equilibrio termodinámico con el medio ambiente, dicha distancia se mide en unidades de energía, generalmente Kilojoules (Silow e In-Hye, 2004). Por tanto, tal concepto contempla la cantidad de trabajo realizado por los principales componentes en un sistema dado (Silow *et al.*, 2011).

Para el estudio de los ecosistemas, la exergía ha sido denominada como ecoexergía, y se distingue de la primera al considerar a la biomasa como un acopio de energía dispuesta para trabajo; por ende, es un indicador que denota el grado de desarrollo o complejidad del propio ecosistema y mide la posibilidad de aceptar y utilizar flujos externos de energía para convertirlos en trabajo útil (Álvarez y Velásquez 2013).

Es así que, el empleo de ecoexergía en estudios ambientales, ha logrado destacados avances, principalmente en lo concerniente a ecosistemas acuáticos como un indicador útil del desarrollo y salud del ecosistema debido al empleo de la biodiversidad endémica de tales compartimentos ambientales (Álvarez y Velásquez,

2013), los cuales son constantemente sometidos a diversos estresores tanto físicos como químicos. Este es el caso de las variaciones estacionales de radiación UV-B (280 - 320 nm), cuya incidencia en la superficie terrestre cada vez es mayor debido al agotamiento del ozono estratosférico siendo entonces reportado como un potente estresor que puede penetrar a una profundidad de hasta 33 metros en aguas dulces (Rhode *et al.*, 2001), lo que conlleva el deterioro de las condiciones adecuadas para la sobrevivencia de comunidades acuáticas (Kim *et al.*, 2009). Dentro de estas comunidades, destaca el fitoplancton como productor primario que inicia el flujo de energía y el ciclo químico impulsado por la radiación solar. Posteriormente, se encuentra el zooplancton, como *Daphnia magna* (*D. magna*), cuyo papel de consumidor primario constituye la fuente de alimento para muchos organismos acuáticos en niveles tróficos más altos (Wang *et al.*, 2017).

Debido a este enlace entre los productores primarios y consumidores de niveles superiores, aunado a su elevada sensibilidad, es que *D. magna* se usa con frecuencia como indicador de la calidad del agua, lo que permite medir la respuesta de estos organismos ante cambios ambientales (Nevesa *et al.*, 2015). Esta respuesta sensible también puede ser cuantificada mediante el uso de ecoexergía, dado que cambios en los factores abióticos del ecosistema ocasionados por actividades antropogénicas, modifican las densidades de ecoexergía de una población de daphnidos, lo cual aporta información sobre variaciones en la salud del ecosistema (Wang *et al.*, 2017).

Por otro lado, al considerar dichos cambios en la densidad poblacional de organismos modelo, es posible establecer ciertos parámetros demográficos en función de la ecoexergía a fin de desarrollar un modelo matemático para la descripción del comportamiento poblacional de *Daphnia* bajo influencia de los factores abióticos y la radiación UV-B para simular cambios en la población que permitan valorar la salud del ecosistema (Sciubba y Zullo, 2011).

Así, este trabajo pretende evaluar el impacto de factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac colindante con el municipio de Papalotla, Tlaxcala, ante radiación UV-B, sobre la salud de este ecosistema acuático, a partir de la dinámica

poblacional de *Daphnia magna* basado en ecoenergía, dado que las descargas de aguas residuales urbanas en conjunto con la incorporación de aguas residuales provenientes de industrias del ramo textil, químico y automotriz de los estados de Puebla y Tlaxcala han originado un grave problema ambiental en la zona de estudio.

II. JUSTIFICACIÓN

La evaluación del impacto de factores abióticos presentes en un cuerpo de agua ante radiación UV-B sobre la salud del ecosistema acuático es de pertinencia a las ciencias ambientales, debido a la complejidad propia de los ecosistemas, que dificulta comprender la dimensión del daño que sufre ante diversos estresores. De ahí que el desarrollo de estudios interdisciplinarios permita abordar el problema a partir de alteraciones de la dinámica poblacional de *Daphnia magna*, basado en la teoría de ecoenergía, mediante modelado matemático, lo que facilita la comprensión del comportamiento no lineal de un ecosistema.

Por lo tanto, a través de esta investigación, será posible la elaboración de un modelo matemático que considere los cambios en la densidad de una comunidad de *D. magna*, como organismo modelo ecotoxicológico sensible a estresores ambientales, en función de la ecoenergía, bajo influencia de los factores abióticos y la radiación UV-B, lo cual permitirá simular los cambios en la población y con ello valorar la tendencia de la salud del río.

El empleo de ecoenergía para evaluar la salud de un cuerpo natural de agua cobra relevancia en el mejoramiento de la gestión de la calidad del agua, al considerar y atender múltiples factores estresantes que pueden dañar la estructura y función del ecosistema, disminuyendo aún más sus bienes y servicios. Tal es el caso del río Atoyac, pues si bien se tiene conocimiento de su grave escenario ambiental, lo cierto es que aún existen temas ambientales relacionados con su contaminación que no han sido del todo abordados, como la evaluación de la salud del río en relación con el grado de adaptación del mismo cuando sus componentes abióticos han sido afectados. Por ello, el presente trabajo pretende la evaluación del impacto de

factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac colindante con el municipio de Papalotla, Tlaxcala, ante radiación UV-B, sobre la salud de este ecosistema acuático.

III. MARCO DE REFERENCIA

3.1 Zona de estudio

La subcuenca del río Atoyac perteneciente a Tlaxcala se localiza en la región central del Norte-Sur del estado (Muñoz *et al.*, 2015), específicamente en la parte alta del río Balsas, que comprende la Región Hidrológica 18. Este río se forma a partir de los escurrimientos, manantiales y descargas de agua residual que se generan en la subcuenca (Muñoz *et al.*, 2015).

Destaca un uso de suelo principalmente agrícola con un 63.6%, seguida de un 22.0% descrito como bosque y 4.95% de pastizal; por último, la confluencia urbana ocupa el 7.6%. De lo anterior, es de advertir que la actividad agrícola se caracteriza por la producción de maíz, hortalizas, alfalfa, forrajes, frijol, entre otros (CONAGUA, 2018).

El clima en casi toda la superficie del acuífero (78.3%) es templado subhúmedo con lluvias en verano; mientras que el porcentaje restante, 21.66%, describe a la zona con un clima semifrío subhúmedo. En general, se presenta una baja precipitación anual de 812 mm y una temperatura media anual de 16.2 °C (CONAGUA, 2018).

En cuanto al relieve, el río Atoyac presenta una pendiente poco pronunciada de 8.7% lo que representa declives montañosos, altozanos, lomeríos y cadenas salientes (González *et al.*, 2009). Este efecto expresa que, a una menor pendiente, corresponde una mayor duración de concentración de las aguas de escorrentía en la red de drenaje y afluentes al curso principal en esta cuenca. Lo anterior es correspondiente a un valor bajo de densidad de drenaje, 1.89 km/km², es decir que el río presenta un área pobremente drenada ante los eventos de precipitación, concordante con suelos resistentes a la erosión o muy impermeables (Guerra y Gonzalez, 2002).

Por otro lado, el deterioro ambiental de las últimas décadas está asociado a un proceso irreversible de urbanización e industrialización. La actividad industrial cuenta con los giros de alimentos, textil, química, petroquímica, automotriz, papelera, bebidas, hierro y acero, farmacéutica, curtido de pieles, metalmecánica y siderúrgica (Soto y Ramírez, 2019).

Las descargas de estas industrias, particularmente la textil, provocan contaminación relacionada con coloración, temperatura relativamente alta, concentraciones elevadas de sólidos suspendidos, toxicidad y conductividad (García-Nieto *et al.*, 2011). La consecuencia evidente es un grave escenario ambiental que incluye la pérdida de biodiversidad, mal olor, reducción de actividades de recreación e impactos negativos en la producción agrícola, además de problemas de salud que incluyen enfermedades gastrointestinales (Soto y Ramírez, 2019). Sin embargo, existen algunos temas ambientales relacionados con la contaminación que no han sido contabilizados, tales como la evaluación de la salud del ecosistema en relación con su grado de adaptación cuando sus componentes abióticos han sido afectados.

3.2 Ecoexergía

El término "exergía" denota la medida de la calidad de la energía, siendo que la energía empleada para cualquier proceso pierde calidad y se ve reducida en exergía. Básicamente, la exergía mide la distancia termodinámica de un sistema desde el equilibrio con su entorno circundante y, por lo tanto, es una medida cuantitativa y cualitativa de la energía que entra a un determinado sistema (Zhang *et al.*, 2019).

En otras palabras, la exergía representa la capacidad máxima de energía para realizar un trabajo útil (Skene, 2017). Podemos distinguir entre exergía y ecoexergía, dado que la primera es utilizada para encontrar la energía (trabajo) de primera clase que puede producir un sistema, en tanto que la ecoexergía emplea como estado de referencia el mismo ecosistema y está relacionada con la biomasa, por ende, mide la posibilidad del ecosistema de aceptar y utilizar flujos externos de energía (Silow *et al.*, 2011).

De esta manera, la capacidad de trabajo de un ecosistema es obtenida a partir de la energía química de la biomasa y los componentes bioquímicos; es decir, ecoexergía, la cual se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$Ex = \sum_{i=1}^N c_i \cdot \beta_i \quad (1)$$

Donde β es un factor de ponderación que refleja la cantidad de información almacenada en el organismo (Silow *et al.*, 2011) y se puede considerar como la probabilidad de formar a cierto organismo bajo las condiciones a las que se encuentra el ecosistema. Los valores β reflejan la complejidad de los organismos (Jørgensen, 2006). c_i es la concentración del componente i . Por tanto, en esta ecuación, es apreciable que la exergía representa la energía que puede funcionar debido a la energía libre de los muchos compuestos orgánicos, más la información que transportan los organismos vivos (Zhang *et al.*, 2019).

3.3 Ecoexergía y ciencias ambientales

Es posible afirmar de manera general, que los problemas ambientales conllevan un complejo trasfondo social, económico, cultural y político; ante tal suposición, es imprescindible contar con una ciencia operacional que garantice el bienestar humano sin comprometer la sustentabilidad del entorno. Sin embargo, para ello, es necesario aludir a la confluencia de distintas disciplinas en un constructo denominado Ciencias Ambientales, cuyo principal objetivo es el estudio y la solución de problemas relacionados con la interacción hombre-medioambiente (Jaksic, 1997).

Ahora bien, endosar el concepto de ecoexergía en el marco de las ciencias ambientales implica la comprensión sobre cómo la sociedad satisface sus necesidades a partir de los recursos naturales extraídos de los diversos ecosistemas y cómo estos últimos sostienen la relación hombre-medioambiente a partir del desarrollo de atributos, estructurales y funcionales, en una dinámica de flujo de materia y energía (Dincer y Rosen, 2005). Así, destaca la primera y segunda ley de la termodinámica como fundamentos esenciales en la generación de

conocimientos que ayude a entender y cuantificar el impacto ambiental (Rosen, 2021).

	Física	Biología	Ciencias ambientales
1850	Carnot (1824). Bases de la termodinámica.	Lamarck (1749-1829). Clasificación de los organismos de acuerdo a su complejidad. Primera teoría de la evolución biológica.	Marx (1848). Concepción materialista de la naturaleza.
1900	Claucius (1850). Espontaneidad y dirección de los procesos. Concepto de entropía. Boltzmann (1872). Definición estadística de entropía. Gibbs (1875). Energía libre de Gibbs y espontaneidad de los procesos.	Darwin (1848). Teoría de la evolución biológica por selección natural. Meyer (1884). Propiedades químicas de los elementos en función de su peso atómico.	Vernadsky (1926). Teoría de la Biosfera.
1950	Hatsopoulos & Keenan (1965). Estado de equilibrio estable.	Lotka (1922). Dinámica de poblaciones. Máxima transformación de flujo de energía útil. Odum, E. P. (1953). Interrelaciones de los ecosistemas.	Jørgensen (1970). Ecoexergía
2000		Zotin & Zotina (1967). Aspectos termodinámicos del desarrollo biológico.	Sciubba y Zullo (2011). Sustentabilidad termodinámica de los ecosistemas. Coscieme et al. (2013). Categorización termodinámica de ecosistemas en un contexto socioecológico.

Figura 1. Despliegue de eventos históricos que derivaron en la conjunción de la termodinámica y exergía en el contexto de ciencias ambientales. El cuadro evoca tres bloques. El primero abarca el desarrollo de la termodinámica dentro de la física. Una segunda parte, enfatiza la unión de la termodinámica con la biología. Finalmente, un tercer segmento evidencia parte de los eventos importantes en la inclusión de la ecoexergía en las ciencias ambientales a partir de la interdisciplina. Los autores fueron situados según sus respectivas áreas de trabajo y aportes de su investigación. Adaptado de “Thermodynamics in Ecology—An Introductory Review”, Nielsen *et al.*, 2020.

Ahora bien, si toda la vida y todas las actividades están sujetas a estos principios termodinámicos, es fácil advertir que, dentro de un ecosistema, cuando la energía se convierte de una forma a otra, no existe pérdida de energía total, pero sí de energía útil (Enger y Smith, 2001). Aludiendo a este último concepto surge la "ley ecológica de la termodinámica" (Canning y Death, 2019), renombrando a la energía útil como ecoexergía, la cual será aprovechada al máximo por los ecosistemas en los procesos de mantenimiento, suscitando una optimización termodinámica en la naturaleza (Nielsen *et al.*, 2020).

Volviendo a las ciencias ambientales, en este punto, es imprescindible citar a la interdisciplina que permitió la conjunción de los esfuerzos históricos de las distintas disciplinas a fin de comprender el concepto y cálculo de ecoexergía, el cual fue aplicado por primera vez al a finales de los años 70 en estudios ecológicos (Nielsen *et al.*, 2020). Lo mencionado puede vislumbrarse en la *Figura 1*.

Pese a que los primeros autores, como Lotka, percibían la inminente participación de la energía dentro de la dinámica de sistemas biológicos a partir de la interacción de especies no fue sino hasta varios años después que se logró articular la idea de una optimización termodinámica para los ecosistemas, población u organismo, de tal manera que, éstos se desempeñarán en función de las condiciones impuestas por el entorno. En dicha conjetura, se visualiza la confluencia de conocimientos que han de propiciar el desarrollo de ecoexergía como un indicador del estado de un ecosistema o estratos del mismo (Nielsen *et al.*, 2020), cuya conclusión es una generalización del ciclo de Carnot para sistemas biológicos en el que el trabajo obtenido puede ser abordado a partir de exergía (Dewulf *et al.*, 2007).

Así mismo, la *Figura 1* atisba un panorama en el reciente empleo de ecoexergía como una función objetivo en diversos estudios, como Sciubba y Zullo (2011), quienes exploraron el concepto de sustentabilidad termodinámica de los ecosistemas basados en la explotación de los recursos fósiles, lo cual puso de manifiesto la capacidad de autoconservación de los ecosistemas a partir de su intrínseca complejidad. Wang *et al.* (2017) evaluaron la salud del ecosistema del lago Taihu, China, desde una perspectiva termodinámica por medio de ecoexergía específica; sus resultados recomiendan el empleo de ambos indicadores para la pronta detección de parámetros estadísticos de alerta como la varianza, la tasa de retorno y la asimetría para predecir cambios en el estado del lago. Finalmente, Zhang *et al.* (2019), evaluaron el impacto del hundimiento de la minería del carbón en humedales a partir de ecoexergía y ecoexergía estructural. Ambos indicadores facilitaron el análisis de diversos cambios en el ecosistema y sus efectos, al posibilitar la cuantificación de los valores de ecoexergía de los componentes del ecosistema y, con ello, definir los factores que conducen a cambios en el mismo.

3.4 Ecoenergía como indicador de salud de ecosistemas acuáticos

La "salud del ecosistema" generalmente se refiere al estado de un ecosistema y sus componentes en términos de estructura, integridad, vitalidad y función, a menudo en relación con un punto de referencia (Peng *et al.*, 2017; Davies *et al.*, 2010). Para el caso de los ecosistemas fluviales, la salud estará sujeta a su biodiversidad, ciclo de nutrientes, estabilidad y resiliencia a lo largo del tiempo, lo que permite un cierto grado de perturbaciones inducidas por actividades humanas (Davies *et al.*, 2010).

La definición anterior implica un juicio de valor humano, en consecuencia, se trata de un concepto que no puede ser medido de forma directa, por ello se emplean otro tipo de mediciones que suelen involucrar componentes estructurales y resiliencia, a fin de estimar la capacidad del sistema para soportar procesos clave (Peng *et al.*, 2017; Davies *et al.*, 2010), tales parámetros pueden ser abordados mediante tres formas de crecimiento contemplados en el cálculo de ecoenergía: crecimiento de la biomasa, crecimiento de la red ecológica y crecimiento de la información, estas formas de crecimiento producen un aumento en la ecoenergía (Jørgensen, 2006).

Lo anterior ha sido demostrado con el uso de modelos matemáticos en experimentos con ecosistemas acuáticos, que han permitido relacionar la extensión de la cadena trófica con un efecto positivo en la ecoenergía al evitar pérdidas de la misma hacia el medio o como detritus, lo que genera aumentos dentro de la red trófica. Así mismo, los aumentos en la biodiversidad (biomasa) estarán acompañados con aumentos de ecoenergía (Sillow *et al.*, 2011).

Es por ello que, el uso de la ecoenergía como indicador, refleja el estado del ecosistema y con ello es posible obtener una medida directa de la salud del mismo (Zhang *et al.*, 2019).

3.5 Ecoenergía y radiación UV-B

La radiación solar es un factor abiótico fundamental en los ecosistemas acuáticos que desempeña funciones clave tales como el control de la estratificación térmica, la productividad de fitoplancton, gases respiratorios y nutrientes (Huebner *et al.*, 2006). No obstante, en los últimos años se han registrado aumentos en la incidencia de la porción UV-B de longitud de onda corta potencialmente dañina (280-320 nm)

del espectro solar. Estos aumentos están relacionados con el agotamiento del ozono estratosférico, debido a la producción antropogénica de clorofluorocarbonos (Fernández y Rejas, 2017; Grand y Williamson, 2001).

Anteriormente se pensaba que los ecosistemas acuáticos eran menos vulnerables que los ecosistemas terrestres a los efectos de la radiación UV-B debido a la atenuación de la radiación solar en la columna de agua; sin embargo, estudios recientes han evidenciado que la radiación UV-B es la fracción más dañina del espectro para los organismos acuáticos (Häder *et al.*, 2015). Los efectos de este estresor se han estudiado ampliamente en zooplancton y cladóceros, como *Daphnia magna*, donde se ha demostrado que UV-B disminuye la supervivencia y reproducción (Connelly *et al.*, 2015). De igual forma, altera la dinámica poblacional afectando también la composición de la comunidad y la eficiencia del ecosistema (Fernández y Rejas, 2017).

Una forma de cuantificar el impacto de un estresor en específico, como UV-B, haciendo uso de los estudios complementarios con ecoexergía es a partir de la capacidad de amortiguamiento (Sciubba, 2019; Jørgensen, 2006) que permite la distinción de cambios medibles en la dinámica poblacional de organismos modelo, como *D. magna*, en respuesta a las alteraciones ocasionadas por exposición a radiación UV-B (Jørgensen, 2006)

La capacidad de amortiguamiento se define de la siguiente manera:

$$B = \frac{1}{\partial(\text{variable de estado})/\partial(\text{funciones de forzamiento})} \quad (2)$$

Las funciones de forzamiento son las variables externas que impulsan el ecosistema, mientras que las variables de estado son las variables internas que determinan al ecosistema. Por tanto, el concepto de capacidad de amortiguación admite la posibilidad de ser cuantificada mediante modelado, además, es aplicable a ecosistemas reales, ya que reconoce que algunos cambios siempre tendrán lugar en el ecosistema como respuesta a perturbaciones en las funciones de forzamiento (Jørgensen, 2006).

El concepto debe considerarse multidimensionalmente, ya que existen un sin fin de posibles combinaciones de variables de estado y funciones de forzamiento. En este trabajo se analiza la capacidad de amortiguamiento, empleando un valor de radiación UV-B biológicamente relevante como función de forzamiento y cambios en los eventos reproductivos de *Daphnia* como variable de estado, por medio de la actividad enzimática de quitinasa como biomarcador de estrés ambiental (Giraudó *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2018).

3.5.1 Actividad enzimática como biomarcador: Quitinasa

Un número creciente de estudios han explorado los efectos de la radiación UV-B y otros factores abióticos en los organismos acuáticos, principalmente en comunidades de zooplancton, dado el destacado papel que juegan en estos sistemas como reguladores en la transferencia de energía. Estos trabajos permiten entender la sensibilidad de organismos modelo ante factores abióticos estresantes, como UV-B, advirtiendo de impactos en la supervivencia y reproducción de las comunidades (Peng *et al.*, 2019).

Además de la mortalidad, los daños subletales ocasionados por este tipo de estresores incluyen una disminución en los eventos reproductivos, así como un menor número de descendientes, lo que puede afectar no solo a las poblaciones de *Daphnia* sino también a la dinámica de las redes alimenticias, a la para que se compromete la transferencia de energía (Fernández y Rejas, 2017). Por ello es de vital importancia el monitoreo de parámetros reproductivos en ensayos de toxicidad que incluyan organismos modelo en la evaluación de ecosistemas de agua dulce a fin de advertir futuros escenarios.

Una forma de monitorear los eventos reproductivos de una población de daphnidos es a través de biomarcadores, entre los que se advierte la actividad enzimática de quitinasa, la cual hidroliza los enlaces glucosídicos de la quitina, misma que es indispensable en el proceso de muda de los crustáceos durante la etapa de apólisís con la eventual escisión de la antigua cutícula, y concluye el ciclo de muda (Tokuyasu *et al.*, 1999; Honda *et al.*, 2016).

De lo anterior, se destaca la importancia del proceso de muda en *Daphnia* al solventar el desarrollo y crecimiento a lo largo del ciclo de vida a la par de los eventos reproductivos, una vez que el organismo ha alcanzado la edad adulta, de tal que, la liberación de neonatos de la cámara dorsal, estará acompañada de la liberación de una muda (Zou *et al.*, 2004). Por tanto, para una población en estudio, aumentos o disminuciones en la actividad de quitinasa, revelarían posibles afecciones reproductivas ocasionadas por impactos en el ecosistema.

3.6 Ecoexergía en un contexto socioecológico

Los ecosistemas son la parte ambiental de los sistemas socioecológicos (o sistemas humano-ambientales), con comportamientos específicos y, en consecuencia, una evolución específica que, bajo la autorregulación propia del ecosistema, adquirirá estados de baja entropía (Elsawah *et al.*, 2017).

Los sistemas socioecológicos se conforman de factores biofísicos y sociales en constante interacción a diferentes escalas espaciales, temporales y organizativas. Las variables que vinculan los ecosistemas y los componentes humanos son los llamados servicios ecosistémicos, que se definen como beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, su apreciación puede usarse como un indicador de la producción útil de tales ecosistemas (Coscieme *et al.*, 2013).

De esta manera, una vez que se conoce la apreciación de los servicios ecosistémicos, es decir su valor para la sociedad humana, en conjunto con indicadores complementarios como ecoexergía es posible clasificar al ecosistema en un contexto socioecológico. Por ejemplo, un ecosistema saludable se caracteriza por una elevada ecoexergía, es decir una prominente capacidad para realizar trabajo útil (Skene, 2017) que se refleja en la calidad de los servicios ecosistémicos.

Por lo que, a través de este método, es posible cuantificar hasta cierto punto, la capacidad de un ecosistema para realizar trabajo útil, mientras otorga servicios a los humanos (Coscieme *et al.*, 2013). Así, se puede apreciar cómo funcionan los ecosistemas y cómo los servicios del ecosistema se derivan directamente de las funciones naturales, consideradas en los aumentos de biomasa y ecoexergía.

3.7 Marco Conceptual

3.7.1 Tipo de Investigación

La investigación es la base del conocimiento científico, por lo cual es necesario que el proceso se realice de forma sistemática, con objetivos claros, a fin de lograr resultados comprobables y replicados. En general, existen cuatro tipos de investigación: exploratorias, descriptivas, correlacionales y explicativas (Sampieri *et al.*, 2014), mismas que permiten determinar los pasos a seguir a lo largo del estudio, de esta manera, los tipos de investigación en los que se basa el presente trabajo son: exploratoria, explicativa y correlacional.

Es exploratoria en tanto que la indagación documental nos refiere a estudios con ciertas vertientes que aún no han sido del todo exploradas, pues si bien existe una amplia variedad de estudios que aplican el concepto de ecoexergía, en ninguno de ellos se estudia el posible sinergismo de los factores abióticos del agua y radiación UV-B, además de incluir la dinámica poblacional de organismos modelo como *D. magna* o actividad enzimática como biomarcadores.

Se trata también de una investigación del tipo explicativa, pues el estudio concluye con la propuesta de un modelo matemático que explica la tendencia en el desarrollo poblacional de los daphnidos, a fin de simular la salud del ecosistema sometido a tales condiciones.

Por último, la investigación de tipo correlacional aborda el grado de correlación entre la radiación UV-B, como función de forzamiento y, cambios en los eventos reproductivos de *Daphnia*, como variable de estado, ello hace de la actividad enzimática de quitinasa un importante biomarcador.

3.7.2 Paradigma

Un paradigma es el conjunto de conceptos, valores, hipótesis y procedimientos que conforman una unidad o una disciplina científica, o bien, el conjunto de creencias o visiones del mundo alrededor de las cuales se organiza la realidad (Moreno *et al.*, 2001). Para una investigación en particular, el paradigma suele definirse especificando su ontología, su epistemología y su metodología (Moreno *et al.*, 2001). Así, bajo lo descrito con anterioridad, se obtiene, para la presente

investigación, un paradigma del tipo racionalidad sustantiva, mismo que se sostiene por una ontología relativista y una metodología dualista objetivista. De igual forma, es posible situar al presente trabajo en un paradigma constructivista, con una ontología relativista y una metodología hermenéutica y dialéctica.

La racionalidad sustantiva presenta un carácter descriptivo al indicar cómo funciona el sistema (Ramos, 2015), mientras que la ontología realista, permite determinar los diferentes factores abióticos del agua, incluyendo a la radiación UV-B como agentes causales, mediadores o moderadores en la salud del ecosistema acuático. Respecto a la metodología, dualista objetivista, admite los métodos experimentales que serán establecidos a lo largo de la investigación, principalmente en el organismo modelo *Daphnia magna*, en condiciones controladas; por tanto, la verificación de los resultados será a partir de métodos estadísticos (Ramos, 2015).

Por otro lado, esta investigación también puede consentir un paradigma de tipo constructivista con una ontología relativista, que facilite el análisis de un microcosmos, con la intención de reconstruir el mundo real, a partir de una fase de campo, a fin de emplear ecoexergía como indicador de la salud del ecosistema. La metodología de tipo hermenéutica y dialéctica será aplicable a la interpretación, contrastación y explicación de resultados que darán paso a la elaboración de un modelo matemático (Ramos, 2015).

3.7.3 Enfoque Epistemológico

Para la sistematización de los enfoques epistemológicos se utilizan dos variables: una es de tipo gnoseológico, referente a las evidencias acerca de la fuente del conocimiento (empirismo / racionalismo). La otra es de tipo ontológico, que tiene que ver con las relaciones del sujeto con la realidad (idealismo / realismo). De esta manera, la combinación de variables arroja cuatro Enfoques Epistemológicos: el enfoque empirista-realista, el enfoque empirista-idealista, el enfoque racionalista-realista y el enfoque racionalista-idealista, teniendo como variable gnoseológica el racionalismo y, como variable ontológica, el realismo (Padrón, 2007).

El presente trabajo está sujeto al enfoque Racionalista-Realista al basarse en abstracciones, sistemas lógico-matemáticos y deducciones controladas que

permitan la evaluación del impacto de factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac ante radiación UV-B sobre la salud de este ecosistema acuático, lo anterior a partir de la dinámica poblacional de *Daphnia magna* basado en ecoexergía mediante modelo matemático.

3.7.4 Teorías que soportan la investigación

La teoría de sistemas consiste en un enfoque interdisciplinario, es una propuesta para el estudio de sistemas complejos. Básicamente es una metodología de trabajo interdisciplinario con un marco conceptual que fundamenta, sobre bases epistemológicas, el trabajo multidisciplinario (García, 2006). En esta investigación, en particular, cabe destacar que la mayoría de los estudios ecotoxicológicos son interdisciplinarios, debido a las interacciones del sistema que generan múltiples variables que no pueden explicarse a partir de las propiedades de un solo componente. La finalidad es evaluar la salud del ecosistema desde una perspectiva termodinámica, mediante el empleo de ecoexergía y *Daphnia magna*, como bioindicador, cuya respuesta permita hacer predicciones sobre la salud del agua del río a partir de un modelo matemático.

Por otro lado, la ecoexergía reconoce la complejidad de los ecosistemas y su empleo como indicador en un contexto socioecológico, ello implica la admisión de la naturaleza compleja de las relaciones humano-ambientales, mismas que impiden un enfoque reduccionista, dando paso a una perspectiva de sistemas y análisis interdisciplinario (Coscieme *et al.*, 2013).

IV. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

4.1 Pregunta de investigación

¿Cómo la dinámica poblacional del modelo ecotoxicológico *D. magna* puede relacionarse con el grado de alteración de la salud y la capacidad de amortiguamiento del río Atoyac colindante con el municipio de Papalotla, Tlaxcala a partir de a cambios en los niveles de ecoexergía ocasionados por las afectaciones de factores abióticos presentes en el agua y la incidencia de radiación UV-B?

V. HIPÓTESIS

5.1 Hipótesis general

Factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac colindante con el municipio de Papalotla, Tlaxcala, ante radiación UV-B actúan como estresores fisicoquímicos que afectan la dinámica poblacional del modelo ecotoxicológico *D. magna* mediante cambios estructurales, funcionales y biológicos que disminuyen los niveles de ecoenergía, como indicador ecológico del grado de alteración de la salud de este ecosistema acuático.

VI. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

Evaluar el impacto de factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac colindante con el municipio de Papalotla, Tlaxcala, ante radiación UV-B, sobre la salud de este ecosistema acuático, a partir del análisis de la dinámica poblacional de *Daphnia magna* basado en ecoenergía como indicador ecológico ante estos estresores fisicoquímicos mediante modelado matemático.

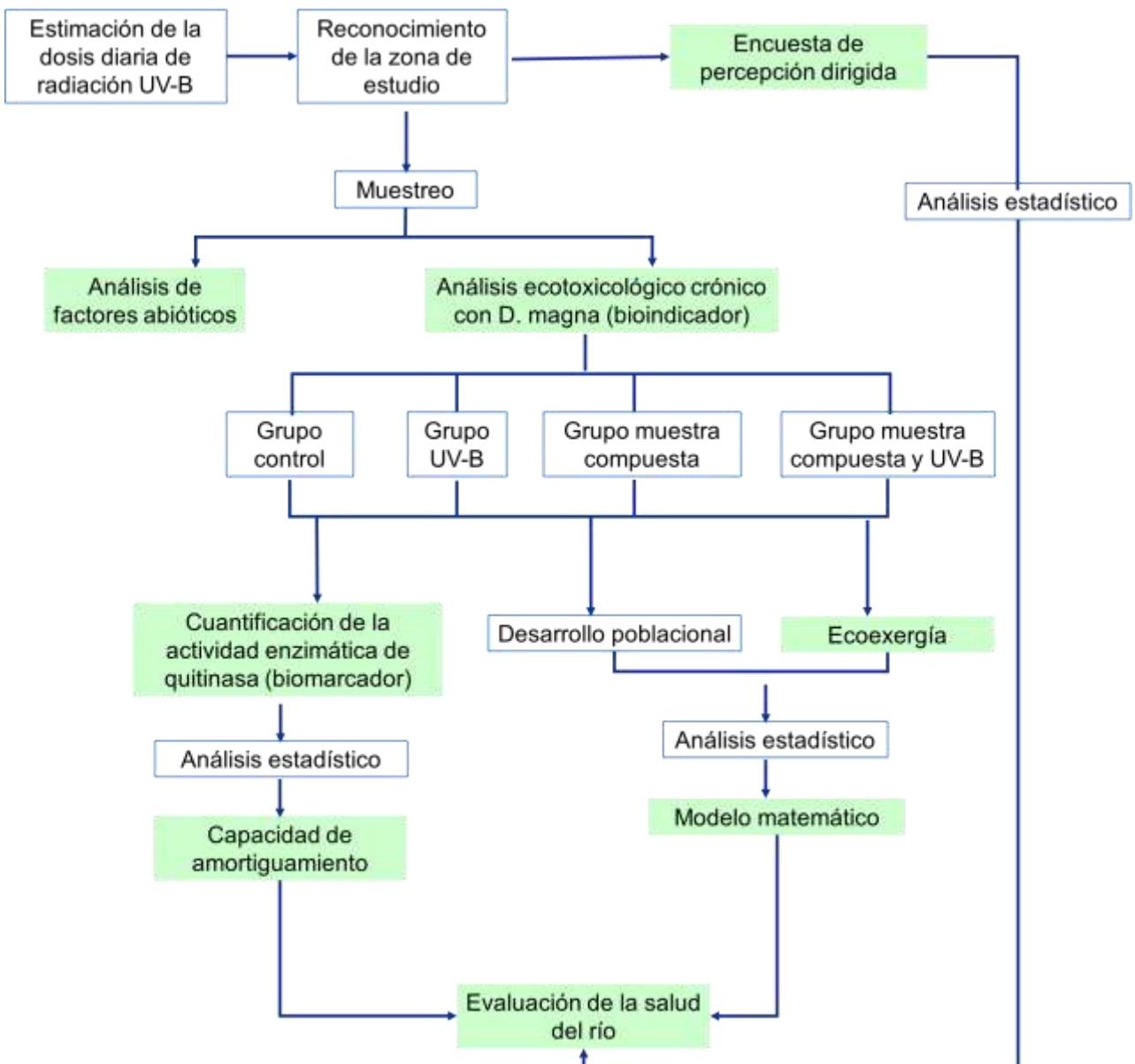
6.2 Objetivos específicos

1. Caracterizar fisicoquímicamente las muestras de agua recolectadas en los días de mayor radiación UV-B de verano e invierno, a partir de los valores de factores abióticos: nitrógeno total, fósforo total, sólidos suspendidos totales, carbono orgánico total, oxígeno disuelto y pH de acuerdo con las NMX correspondientes.
2. Caracterizar los efectos ecotoxicológicos crónicos de los factores abióticos presentes en las muestras de agua ante una dosis de radiación UV-B biológicamente relevante, sobre la dinámica poblacional del modelo *D. magna*.
3. Caracterizar los efectos ecotoxicológicos crónicos de los factores abióticos presentes en las muestras de agua ante radiación UV-B biológicamente relevante, sobre la actividad enzimática de quitinasa como biomarcador de estrés ante contaminantes ambientales, en el modelo *D. magna*.
4. Estimar la capacidad de amortiguamiento y cambios en los niveles de ecoenergía ante los efectos ecotoxicológicos crónicos de los factores abióticos presentes en las

muestras de agua ante radiación UV-B, biológicamente relevante en las poblaciones de *D. magna*.

5. Describir la zona de estudio según su nivel de ecoenergía y capacidad de amortiguamiento, como indicadores de estado, y el valor de los servicios ecosistémicos en contexto de la dinámica y las interacciones humanas.

VII. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN



7.1 Reconocimiento de la zona de estudio

Se efectuó una salida de reconocimiento en campo con el objetivo de identificar y describir la zona de estudio en atención a un modelo de tres fases: la primera evaluó la información y análisis de datos bibliográficos que establecieron un panorama previo de la zona. La segunda fase, la ejecución de la salida, con énfasis en las tareas de observación, viabilidad en la recolección de muestras y registros de datos a partir de preguntas orientadoras. Finalmente, la tercera fase, retroalimentación y evaluación de la información recabada (Salgado, 2007).

7.2 Diseño de encuesta

El instrumento de evaluación se elaboró a partir del enfoque de comparación por pares con especial énfasis en la Teoría de Respuesta al Ítem (TRI), como herramienta que permita aumentar la eficiencia en el proceso de medición, lo anterior a fin de conocer la percepción en torno a los servicios ecosistémicos brindados por el río Atoyac por parte de los habitantes aledaños a los puntos de muestreo (Chuenpagdee *et al.*, 2002 & Petrillo *et al.*, 2015). Así pues, atendiendo a dichos enfoques, la encuesta cerrada se compuso de un total de 10 ítems con opción a respuesta dicotómica (SI/NO), divididos en 3 apartados. El cuarto apartado implicó la clasificación del río según la capacidad de éste para proveer algún tipo de servicio: nulo, bajo, medio, alto. Este ítem tuvo como finalidad facilitar la construcción de un modelo matemático basado en regresión logística multinomial que resulta útil cuando la variable dependiente no está restringida a dos categorías (Valencia y Bonifaz, 2018).

7.3 Muestreo

La recolección de muestras para el río Atoyac se llevó a cabo en los puntos estratégicamente seleccionados con la finalidad de tener un perfil del agua que recorre el municipio de Xicohtzingo, por lo que las zonas de muestreo incluyeron el límite con Papalotla (19° 15' 95" N - 98° 24' 02" O) y límite con Zacatelco (19° 17' 61" N - 98° 25' 01"). Es así que el muestreo se efectuó bajo lo descrito en Norma Oficial Mexicana NOM-AA-14-1980 Cuerpos Receptores. – Muestreo.

De lo anterior se reconoció a esta investigación con cavidad en el programa de muestreo para la caracterización de la calidad, el cual plantea la recolección de muestras con el fin de estimar parámetros que caractericen la concentración y variabilidad. Así mismo, aludiendo al apartado 4.1.5 de la NOM-AA-14-1980 y, a fin de evitar el análisis de muestras individuales, se consideró la recolección de muestras compuestas representativas de la calidad y la localidad del sitio. Por tanto, se recolectó un total de cuatro muestras, dos por punto de muestreo, para el posterior análisis estadístico de cada uno de los factores abióticos.

7.4 Caracterización de las muestras

La determinación de los valores para los diferentes factores abióticos en las muestras compuestas, obtenidas por la mezcla y homogenización de muestras simples, se efectuó siguiendo la metodología reportada en la normativa oficial mexicana.

De esta manera, se evaluaron: nitratos (NO_3^-) bajo el método descrito en la NMX-AA-079-SCFI-2001, nitrógeno total a partir de la NMX-AA-026-SCFI-2010, fósforo total mediante la NMX-AA-029-SCFI-200, sólidos suspendidos por NMX-AA-034-SCFI-2015, oxígeno disuelto a partir de NMX-AA-012-SCFI-2001 y pH con base en la NMX-AA-008-SCFI-2016. Los resultados para ambos puntos de muestreo (para invierno y primavera) se reportaron como media \pm desviación estándar.

7.5 Evaluación ecotoxicológica

7.5.1 Toxicidad por UV-B

El ensayo crónico (20 días) con irradiación UV-B artificial se construyó a partir de una lámpara UV-B (modelo UVB-313, INSTRULAMP), la cual tiene una emisión máxima a 313 nm. La irradiación de la lámpara se midió con un radiómetro específico, de tal que, la irradiancia total en la superficie de las unidades experimentales fue de 2.2 W/m^2 . Ahora bien, la selección de la dosis diaria se estipuló de acuerdo a los resultados obtenidos en una prueba aguda para un tiempo de exposición de 20 minutos. De igual forma, se destaca la relevancia ecológica de esta dosis en la región de estudio con una coincidencia del 95% en invierno y 83% en verano al considerar el UV ponderado eritemáticamente (UVEry) de la lámpara,

23.78 W/m², concordante con un índice UV de 9.5 (McKenzie *et al.*, 2004 y Oexle *et al.* 2016).

7.5.2 Ensayo crónico poblacional

Las pruebas de toxicidad para *Daphnia magna* se llevaron a cabo siguiendo las condiciones establecidas en la NMX-AA-087-SCFI-2010, para lo cual se procedió a efectuar el cálculo de la CE₅₀.

Así pues, se realizó un análisis discriminatorio en el que la población fue expuesta al 100% de concentración de las muestras de agua. De lo anterior, se registró un porcentaje mayor al 90% de supervivencia en los daphnidos expuestos a las 48 h por lo que se descartó la posibilidad de realizar diluciones y se aceptó la conjetura de efectuar el ensayo crónico con la muestra concentrada.

El primer estudio crónico se efectuó con las muestras recolectadas en invierno del 2023, tal estudio se compuso de cinco grupos por triplicado sometidos a diferentes condiciones más un grupo control. Cada uno de ellos se inició con 20 neonatos dispuestos en recipientes cilíndricos de vidrio a un volumen de 120 mL de muestra o agua dura reconstituida, según el tratamiento. Por consiguiente, se consideró un grupo expuesto a la muestra recolectada en el límite con Zacatelco (muestra A), uno más expuesto a la muestra proveniente del límite con Papalotla (muestra B), un tercer grupo considera la interacción de la muestra A con radiación UV-B, el cuarto grupo compuesto por la muestra B en presencia de radiación UV-B y, el último grupo, determinado únicamente por la exposición a UV-B. Las mismas condiciones fueron replicadas para el segundo muestreo en primavera (Heckmann *et al.*, 2007).

Para este ensayo se advirtió el cambio de medio cada tercer día y monitoreo manual durante 20 días, periodo que consideró el cálculo de parámetros de historia de vida como día de la primera reproducción, reproducción total, supervivencia y tiempo de duplicación.

7.5.3 Actividad enzimática de quitinasa

Se recolectaron daphnidos en los días 10, 15 y 20 para todos los tratamientos y el grupo control. Los organismos fueron homogeneizados en tampón citrato-fosfato

0.15 M y pH 5.5. Posteriormente, centrifugados a 10000 g por 3 min (4 °C), al finalizar tal periodo, 200 µL del sobrenadante se incubaron con 25 µL de 4-nitrofenil N, NV-diacetil-hd-quitobiósido (Sigma-Aldrich) 1.5 mM a 37 °C con agitación constante durante 50 min. La reacción enzimática se terminó por adición de 25 µL NaOH 0.5 N. El 4-nitrofenol liberado se cuantificó a 405 nm con un espectrofotómetro en atención a curvas estándar preparadas a partir del mismo (Zou y Bonvillain 2004).

Paralelamente, se estimó la concentración de proteína para cada uno de los tratamientos, según el método de Bradford. Finalmente, el rendimiento de quitinasa se informó como nmol de nitrofenol liberado por µg proteína en un tiempo de 50 minutos (Zou y Bonvillain 2004).

7.6 Cálculo de la capacidad de amortiguamiento

Para el presente estudio, la capacidad de amortiguamiento se calculó a partir de dosis biológicamente relevante de radiación UV-B, variable externa, previamente establecidas como la dosis máxima de verano e invierno. Análogamente, los cambios en la expresión la actividad enzimática de quitinasa se consideraron como variable de estado (Zhang *et al.*, 2019; Álvarez y Velásquez, 2013; Jorgensen *et al.*, 1995).

7.7 Cálculo de Ecoexergía

7.7.1 Modelo de regresión cantidad-biomasa

Para establecer los modelos de regresión cantidad-biomasa, diversos grupos de daphnidos, en sus cuatro estadios (neonatos, jóvenes, adultos y grávidos), se pesaron en balanza analítica. El intervalo entre estas cuatro clases se estableció de acuerdo al tamaño corporal, así como el número de individuos previamente dictaminando por la abundancia de clase en anteriores estudios crónicos. Los daphnidos fueron recolectados y lavados en agua destilada por aproximadamente 1 hora, seguidamente se colocaron en moldes de papel para hornear (previo tratamiento de secado a 70°C por 30 minutos) y pesados. A continuación, fueron llevados al horno por 24 horas a 70°C, al finalizar tal periodo, el material se colocó en desecador por 30 minutos antes del pesaje final ((Villabona-González *et al.*,

2015; Dumont *et al.*, 1975). Análogamente se obtuvo el volumen de desplazamiento para los cuatro estadios considerando el mismo número de individuos.

Así pues, el valor de biomasa (mg/mL) se determinó mediante la diferencia entre el peso final y el peso inicial de la muestra, dividido por el volumen de desplazamiento. Estos valores fueron registrados y empleados para construir modelos de regresión (Blettler y Bonecker, 2006).

7.7.2 Ecoexergía

El cálculo de ecoexergía en función de los organismos de prueba se estimó en atención al producto de la concentración de biomasa por el valor de su contenido de información genética utilizando factores de conversión (β). Así pues, los datos recabados durante el ensayo crónico, fueron empleados en la estimación de la biomasa a partir de modelos de regresión cantidad-peso seco (Villabona-González *et al.*, 2015).

7.8 Análisis estadístico

Se realizó un ANOVA para comparar la media de los parámetros evaluados en las muestras de agua recolectadas de dos puntos en invierno y verano y con ello determinar si existen diferencias significativas entre ellas. Los resultados se informaron como media \pm desviación estándar

Para el ensayo crónico ecotoxicológico, los tratamientos se llevaron a cabo por triplicado y los resultados se informaron como media \pm desviación estándar. Se efectuó un análisis estadístico por ajuste de modelo lineal generalizado, con distribución de Poisson, utilizando logaritmos como función de enlace.

El análisis de los datos concernientes a ecoexergía y capacidad de amortiguamiento se efectuó por modelo lineal.

Finalmente, se llevó a cabo una prueba Tukey como post hoc para determinar entre qué grupos se encuentran las diferencias más significativas.

VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 Evaluación de los factores abióticos del Río Atoyac: Implicaciones en la calidad del agua

El primer objetivo del presente trabajo comprende la caracterización de los factores abióticos relacionados con la condición del río Atoyac en el municipio de Papalotla, Tlaxcala en invierno y verano, a fin de conocer el valor de tales parámetros en dichas estaciones del año.

Así pues, el muestreo se efectuó a mediados del verano e invierno del 2023 siguiendo el método descrito en la NMX-AA-121-SCFI-2006 ANÁLISIS DE AGUA - AGUAS NATURALES EPICONTINENTALES, COSTERAS Y MARINAS – MUESTREO con el complemento de la ISO 5667-2, Water quality –Sampling. Por tanto, los sitios de muestreo seleccionados corresponden a los límites del municipio en dirección al flujo como una presunción que permita caracterizar la franja del río que atraviesa el municipio de poniente, colindando con Zacatelco, hacia la parte oriental, delimitado por Papalotla. Los puntos de muestreo pueden considerarse representativos de la sección transversal debido a la poca profundidad que otorga un buen mezclado (Muñoz *et al.*, 2015), para un total de 6 muestras compuestas.

Tabla 1. Factores abióticos en 2 sitios de muestreo del río Atoyac.

Parámetro evaluado	Verano		Invierno		Valor de referencia
	Límite con Zacatelco	Límite con Papalotla	Límite con Zacatelco	Límite con Papalotla	
T agua (°C)	17.51 ± 0.70 ^a	22.51 ± 0.71 ^b	17.51 ± 0.70 ^a	22.51 ± 0.71 ^b	< 40 °C *
pH	7.35 ± 0.07 ^a	7.21 ± 0.07 ^a	7.15 ± 0.07 ^a	7.15 ± 0.07 ^a	6.5 – 8.5 *
OD (mg/L)	1.35 ± 0.49 ^a	1.15 ± 0.21 ^a	1.45 ± 0.21 ^a	1.55 ± 0.14 ^a	5.5 **
NT (mg/L)	18.79 ± 0.55 ^a	19.35 ± 0.15 ^a	36.42 ± 3.05 ^b	38.83 ± 0.36 ^b	15 *
NO ₃ -N (mg/L)	0.62 ± 0.03 ^a	0.53 ± 0.02 ^a	< 0.02 ± 0.00 ^a	< 0.02 ± 0.00 ^a	10 ***
PT (mg/L)	2.05 ± 0.11 ^a	2.10 ± 0.02 ^a	4.58 ± 0.61 ^b	4.92 ± 0.14 ^b	5 – 10 *
COT (mg/L)	69.27 ± 12.91 ^a	81.08 ± 3.77 ^a	29.05 ± 1.05 ^b	25.50 ± 0.36 ^b	
SST (mg/L)	468.29 ± 17.03 ^a	443.93 ± 4.15 ^a	201.81 ± 9.31 ^b	222.03 ± 8.06 ^b	40 – 60 *

Los valores son medias ± desviación estándar. Las letras indican diferencia significativa ($p < 0.05$) entre los dos puntos de muestreo del río Atoyac. Valor de referencia, (*) NOM-001-SEMARNAT-1996, (**) Norma Canadiense para la Protección de Vida Acuática (CCME 2007), (***) Organización Mundial de la Salud (OMS).

Los parámetros de nitrógeno total (NT), nitrógeno nitrato (NO₃-N), fósforo total (PT), carbono orgánico total (COT) y sólidos suspendidos totales (SST) fueron determinados mediante análisis de laboratorio dentro de las 24 h posteriores al muestreo. En tanto que, el oxígeno disuelto (OD), temperatura y pH se registraron de manera inmediata a la recolección.

Así pues, en la Tabla 1, se observa la ausencia de diferencias significativas entre las muestras tomadas en el mismo intervalo de tiempo (verano e invierno), a excepción de la temperatura del agua, la cual resultó ser relativamente mayor en la parte oriental delimitada por el municipio de Papalotla para ambas estaciones. A su vez, este parámetro no excede el límite permisible establecido por la normativa mexicana, por tanto, se vislumbra una variabilidad térmica adecuada (entre 20°C y 35°C) para que la mayoría de las especies de plantas exhiban tasas notables de fotosíntesis (Bornette y Puijalón, 2011).

De manera similar, el pH no sobrepasa el límite permisible, con una media que varía entre 7.21 y 7.35 en verano y 7.15 en invierno, lo cual proporciona un ambiente relativamente adecuado para la vida, con valores de 7.5 a 8.2 (Wang *et al.*, 2017), tales valores pueden deberse a la materia orgánica proveniente de las escorrentías de suelos húmicos y las descargas antropogénicas de contenido fecal y agrícola; no obstante, pese a la evidencia de contaminación por arsénico y plomo, diversos estudios han evidenciado la ausencia de correlación entre el pH y la concentración de tales contaminantes en el agua (García-Nieto *et al.*, 2011).

En lo referente al oxígeno disuelto, los cuatro valores se encuentran por debajo del límite establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996, lo cual admite la conjetura del constante consumo de oxígeno por degradación de materia orgánica y la disminución de actividad fotosintética, lo que culmina con una disminución de dicho factor; en los últimos años, la concentración de OD ha presentado constantes decrementos alcanzando un valor promedio de 2.97 mg/L para el año 2007, se advierte que la parte sur de la subcuenca suele presentar valores cercanos a cero durante todo el año. Sobre la misma línea, para el año 2012, los valores siguen menguando hasta un valor medio de 2.5 mg/L (Muñoz *et al.*, 2015)

De igual modo, los datos descritos en este trabajo coinciden con lo reportado por Mena *et al.* (2017) quienes informan valores de OD menores a los 3.28 mg/L para sitios de muestreo en el municipio de Papalotla, mismos que reconocen la modificación de este parámetro a consecuencia de las descargas residuales, como fuente de contaminantes, cuya degradación por procesos aeróbicos demanda oxígeno disuelto.

El nitrógeno total con una media que ronda los 19 mg/L para las muestras recolectadas en verano y aproximadamente 37 mg/L para las correspondientes a invierno, en ambos casos se sobrepasa el límite máximo establecido en la NOM para protección de vida acuática en ríos. Es de destacar que el valor obtenido en este trabajo es comparable al reportado por Muñoz-Nava *et al.* (2012), donde la subcuenca de río Atoyac alcanzan valores máximos de entre 38 y 43 mg/L. Análogamente, los nitratos muestran un promedio que ronda los 0.5 mg/L en las muestras obtenidas en verano y un valor menor a 0.02 mg/L en invierno, muy por debajo de lo establecido por la OMS, lo cual sintoniza con lo descrito por estudios similares, donde el valor para este parámetro a lo largo de la subcuenca es de 0.3 mg/L. Tal cavilación podría deberse a la relación existente entre las concentraciones de nitrógeno y la deposición atmosférica, así como la escorrentía y flujo subterráneo de suelos agrícolas (Muñoz-Nava *et al.*, 2013).

Por otro lado, el fósforo total es menor a lo decretado por la normativa. Datos similares se presentan en el trabajo de Mena *et al.* (2017) con valores de 3 mg/L de PT para el río Atoyac, siendo éste factor uno de los parámetros de calidad del agua que mostraron mayor asociación con los índices de condición biótica, relacionados con la identificación de 9 familias de macroinvertebrados, principalmente del género *Trichoptera*, en este estudio también destacó la presencia del género *Daphnia* (Mena *et al.*, 2017).

Ahora bien, en lo que respecta al COT con un promedio de entre los 70 y 80 mg/L en verano y entre 25 y 29 mg/L en invierno, se advierte la importancia de tal valor en la abundancia de organismos planctónicos de la zona superficial, así como en la dinámica de vida de ciertos anfibios y peces que desovan en aguas superficiales

poco profundas. Lo anterior debido a que el COT contribuye considerablemente a la atenuación de la radiación solar (Hader *et al.*, 2007 y Sulzberger *et al.*, 2016). Así mismo, se distingue la posible correlación entre las bajas concentraciones de OD y los valores de COT, estudios afines han reportado mayores tasas de consumo de oxígeno en verano que en invierno, al igual que en lugares a cielo abierto, dado que la radiación solar es promotora del carbono orgánico fácilmente degradable (Sand-Jensen y Pedersen, 2005).

Los SST que están constituidos por sólidos sedimentables y materia orgánica en suspensión, presentan un valor medio por arriba de los 400 mg/L en verano y aproximadamente 200 mg/L en invierno, mismos que rebasa los límites establecidos por la NOM-001- SEMARNAT -1996. Así, de acuerdo con Sedeño Torres (2015), la subcuenca del Río Atoyac no presenta concentraciones promedio de SST menores al límite de 40 mg/L dictaminados por la misma norma.

Finalmente, con los datos obtenidos, se calculó el índice de calidad del agua (ICA) definido por el Consejo Ambiental de Ministros de Canadá, el cual sirve para enfatizar el grado de calidad de un cuerpo de agua, cuyo referente es el bienestar humano sin hacer alusión al uso del líquido. Así pues, tal índice queda definido de la siguiente manera:

$$ICA = 100 - \left[\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.73} \right] \quad (3)$$

Por tanto, este indicador oscila entre el 0 y 100, de tal manera que, el rango que va de 0 a 44 hace referencia a una calidad pobre, de 45-64 se considera una condición marginal, de 65-79 es favorable, de 80-95 la calidad es buena y de 95-100 se establece una condición excelente (CCME, 2007).

En cuanto a las variables que intervienen en la ecuación se especifica a F1 como el porcentaje de parámetros que no cumplen con un valor de referencia, F2 es el porcentaje de valores individuales de los parámetros que no cumplen con dicho valor, en tanto que F3 simboliza la amplitud de incumplimiento, es decir, la sumatoria

de los valores individuales que no cumple con la referencia, dividido entre el valor de referencia (Mena *et al.*, 2017).

Luego entonces, el valor de ICA obtenido de esta investigación fue de 45.21 en verano y 53.33 en invierno, lo que le otorga al agua de la zona de estudio una calidad pobre y marginal, respectivamente; es decir que los parámetros antes descritos estarán sometidos a perturbaciones permanentes (Sedeño Torres, 2015). Así pues, pese a que la mayoría de los factores abióticos evaluados no rebasan los límites establecidos en la normativa, es de advertir el aporte de cada uno de ellos en la precaria de calidad, por ejemplo, valores tan pequeños de OD pueden corroborar el constante ingreso de contaminantes, cuya degradación en los procesos aeróbicos exige consumo de oxígeno, lo que deja al río sumido en un escenario de carencia.

De igual forma, el PT presenta valores que merman la condición del río. Se sabe que este elemento es esencial en el ciclo biológico en los cuerpos de agua al ser un factor limitante en el crecimiento de las algas y plantas acuáticas. Para la EPA, el valor aceptable de fósforo es alrededor de 0.1 mg/L, se vislumbra entonces que esta subcuenca tiende a la eutrofización, lo que concuerda con la disminución de OD puesto que, el exceso de nutrientes, hace que las plantas y otros organismos crezcan en abundancia, con ello su requerimiento de oxígeno también aumenta, tanto para su crecimiento como su descomposición, eventualmente la consecuencia se verá en el aporte de materia orgánica en abundancia.

Sobre la misma línea, el NT y los $\text{NO}_3\text{-N}$ impactan en el ICA al disminuir las condiciones bióticas que respaldan el estado eutrófico del río, puesto que la existencia de especies químicas de nitrógeno está favorecida por la reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso en los sedimentos y absorción del amonio por las plantas acuáticas, lo que da como resultado un ambiente en exceso competitivo para la posible existencia de la diversidad biológica (Muñoz-Nava *et al.*, 2013).

8.2 Impacto de factores abióticos presentes en las muestras de agua del río Atoyac y radiación UV-B en la dinámica poblacional de *Daphnia magna*

El segundo objetivo específico atiende a la caracterización de los efectos ecotoxicológicos crónicos de los factores abióticos presentes en las muestras de agua ante una dosis de radiación UV-B biológicamente relevante sobre la dinámica poblacional del modelo *D. magna*. Por tanto, el procedimiento abarcó una primera fase que permitiera establecer la concentración efectiva media (CE₅₀) de las muestras de agua provenientes del río Atoyac. Lo anterior se efectuó siguiendo el método establecido por la NMX-AA-087-SCFI-2010.

La CE₅₀ para esta primera fase resultó mayor al 90%. De lo anterior que el consecuente ensayo crónico, en presencia de una dosis biológicamente relevante de radiación UV-B, se llevó a cabo considerando el 100% de concentración para las muestras de agua, es decir sin diluir. Paralelamente se efectuó el seguimiento de un grupo control, únicamente en presencia de agua dura reconstituida. Todos los tratamientos se llevaron a cabo por triplicado y los resultados se analizaron mediante modelo lineal generalizado y la prueba Tukey como post hoc, los resultados se aprecian en la *Tabla 2*.

De esta forma, los efectos más importantes registrados durante el ensayo fueron en la reproducción, puesto que en los grupos de ambas muestras para ambos momentos de tiempo (verano e invierno) la reproducción total, es decir, el número de neonatos conseguidos, fue mayor respecto al control ($p < 0.05$), no se detectaron diferencias entre las muestras. En concordancia con lo descrito, el promedio de neonatos por hembra grávida resultó ser mayor en los tratamientos de ambas muestras con respecto al grupo control ($p < 0.05$), y entre ellas se advirtió diferencia en la muestra proveniente de Papalotla, recolectada en verano, con un valor menor (6.17) en equiparación a los grupos de las otras muestras. Así, de acuerdo a lo reportado en estudios similares, se sugiere que los sitios de muestreo presentan una óptima disponibilidad de sólidos en suspensión, materia orgánica y de nutrientes disueltos (N y P) que podría favorecer el desarrollo y desempeño reproductivo de *D. magna* (Albizzi *et al.*, 2021 y Giraudo *et al.*, 2019).

Tabla 2. Parámetros de historia de vida de *D. magna* a condiciones diferentes de factores abióticos y radiación UV-B.

		Primera reproducción (días)	Reproducción Total	Neonatos /Hembra Grávida	Supervivencia (%)	Tiempo de duplicación (días)
	Control	8.60 ± 0.57 ^{ab}	356 ± 19.31 ^a	6.81 ± 0.22 ^a	97.54 ± 1.47 ^a	5.14 ± 0.15 ^a
	UV-B	11.66 ± 1.15 ^c	239.50 ± 21.5 ^b	5.98 ± 0.82 ^b	87.07 ± 0.89 ^b	6.27 ± 0.70 ^b
Verano	Límite con Papalotla	8.13 ± 2.30 ^a	457.70 ± 21.54 ^c	6.17 ± 0.64 ^c	90.69 ± 2.53 ^{ac}	6.29 ± 0.27 ^b
	Límite con Zacatelco	8.33 ± 1.15 ^a	441 ± 23.14 ^c	7.18 ± 1.45 ^d	86.51 ± 3.63 ^{bc}	6.62 ± 0.54 ^b
	UV-B Límite con Papalotla	9.33 ± 0.57 ^{ab}	196.57 ± 11.48 ^b	3.95 ± 0.67 ^b	60.51 ± 7.28 ^d	6.64 ± 1.72 ^b
	Límite con Zacatelco	8.66 ± 0.57 ^{ab}	200.66 ± 9.12 ^b	3.64 ± 0.12 ^b	82.22 ± 4.87 ^b	5.91 ± 1.15 ^{ab}
Invierno	Límite con Papalotla	8.66 ± 0.57 ^{ab}	447.85 ± 26.03 ^c	7.79 ± 1.17 ^d	58.74 ± 4.62 ^{de}	6.77 ± 0.50 ^b
	Límite con Zacatelco	9.33 ± 0.57 ^{ab}	453.66 ± 24.70 ^c	8.65 ± 1.36 ^{cd}	62.49 ± 5.63 ^d	6.57 ± 0.63 ^b
	UV-B Límite con Papalotla	9.86 ± 0.57 ^{bc}	206.51 ± 15.81 ^b	5.57 ± 0.38 ^b	54.45 ± 4.06 ^e	6.31 ± 0.16 ^b
	Límite con Zacatelco	8.33 ± 0.90 ^{ab}	212 ± 13.67 ^b	5.02 ± 0.32 ^b	60.02 ± 3.38 ^{ed}	6.18 ± 0.14 ^b

Los valores son medias ± desviación estándar. Las distintas letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Análogamente, se atisba una disminución en la supervivencia de la población, alrededor del 10-15% para las muestras de Papalotla y Zacatelco recolectadas en verano, en comparación con el control ($p < 0.05$). Estas muestras también presentaron diferencias significativas en relación a las provenientes de temporada invernal, mismas que registraron una disminución de aproximadamente el 40% en comparación al control y 30% en atención a las muestras de verano. Durante los últimos años, estudios ecotoxicológicos han probado la susceptibilidad de *D. magna* a elevadas proporciones de carbono y fósforo en su alimento, lo cual reduce las tasas de supervivencia neonatal y juvenil en la descendencia (Frost *et al.*, 2010).

Lo anterior bajo la conjetura de que, el estrés nutricional es transferido de la madre a la descendencia, el cual tiende a manifestarse cuando los neonatos son sometidos al mismo entorno nutricional, de tal forma que, los daphnidos neonatales y juveniles, se verán obligados a invertir una mayor cantidad de energía para el crecimiento y

otros procesos fisiológicos, como consecuencia, el mantenimiento y defensa del organismo se ve mermado (Frost *et al.*, 2010).

Así mismo, la marcada disminución en la supervivencia poblacional observada en ambas muestras de invierno, puede atribuirse a una mayor concentración de contaminantes/nutrientes en ausencia de lluvia.

Ahora bien, en lo que respecta a las poblaciones expuestas a radiación UV-B, se observaron diferencias significativas en todos los parámetros evaluados respecto al grupo control, únicamente en atención al agrupo sometido a 23.78 W/m² (UV_{Ery}). Los resultados de Oexle *et al.*, (2016) respaldan lo abordado con anterioridad al demostrar las bajas tasas de supervivencia y reproducción en daphnidos expuestos a irradiación UV a consecuencia de múltiples afecciones, destacando el daño intestinal de estos organismos que deteriora su capacidad de asimilar nutrientes.

Paralelamente, los tratamientos constituidos por muestra y radiación UV-B no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre ellos ni respecto al grupo UV-B, no así para el grupo control y los compuestos por las muestras individuales, lo descrito únicamente en alusión a parámetros reproductivos. En el caso de la supervivencia, se observó una marcada disminución en las poblaciones sometidas a ambos estresores ($p < 0.05$).

La homogeneidad en los resultados que describen la dinámica reproductiva puede atribuirse a la uniformidad en los parámetros abióticos evaluados con anterioridad que hacen referencia a una semejanza en las características de la franja del río Atoyac que recorren el municipio de Papalotla, Tlaxcala. En lo concerniente a la brusca caída de la supervivencia, para todos los grupos expuestos a UV-B, se alude a estudios crónicos que sugieren que la exposición de progenitores a rayos UV-B, genera a su vez, impactos en la descendencia, observándose una disminución en su capacidad reproductiva, lo cual, aunado al estrés nutricional, desemboca en una menor supervivencia de la población juvenil (Oexle *et al.*, 2016).

Continuando con el análisis, se cuantificó también el tiempo de duplicación, es decir el tiempo en días que tarda la población de daphnidos en duplicarse; el rendimiento,

indicativo del número de daphnidos que se agregan a la población por día en función del volumen de agua (Ocampo *et al.*, 2010) y, finalmente, la tasa finita de crecimiento que denota el aumento de la población registrado al finalizar el periodo de monitoreo (Heckmann *et al.*, 2007).

Se observaron diferencias significativas en el tiempo de duplicación respecto al control ($p < 0.05$). Se advierte entonces que, debido a las elevadas tasas de natalidad en las muestras de agua, la población se duplicará cada 6.4 días, aproximadamente, lo que se corrobora con lo descrito por Otero *et al.* (2013); es de advertir que este parámetro no vislumbra la aportación de las tasas de mortalidad registradas en neonatos y jóvenes.

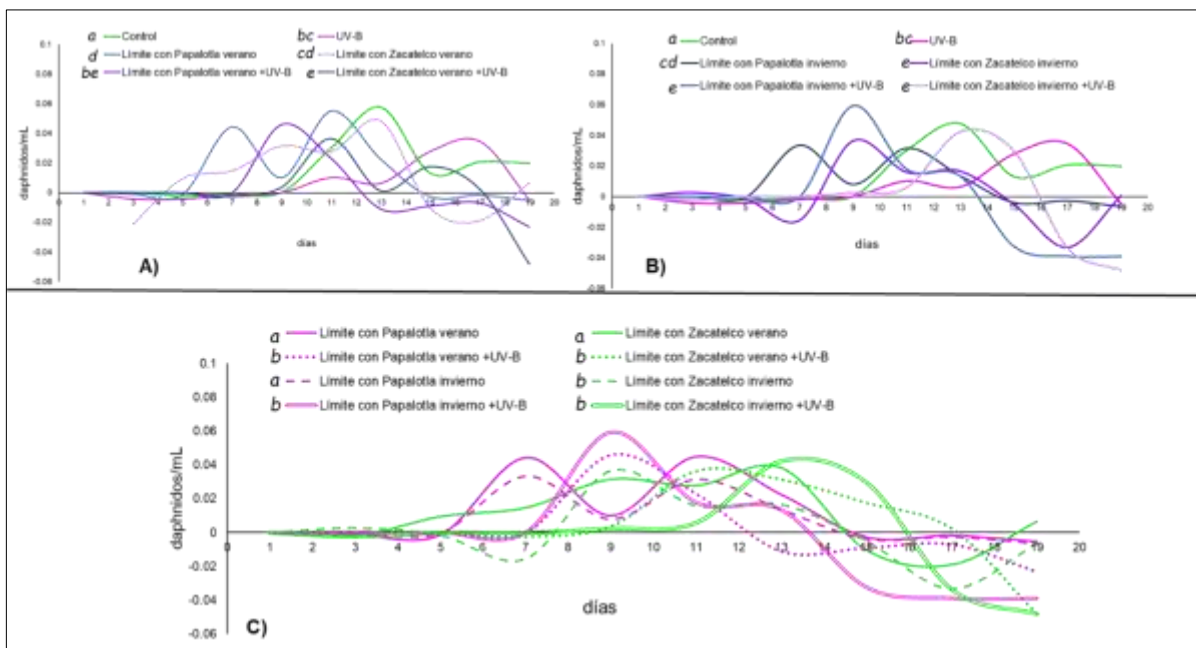


Figura 2. Comparativo del rendimiento poblacional de *D. magna* a condiciones diferentes de factores abióticos y radiación UV-B: A) poblaciones expuestas a muestras de agua recolectadas en verano, UV-B y grupo control. B) poblaciones expuestas a muestras de agua recolectadas en invierno, UV-B y grupo control. C) poblaciones expuestas a muestras de agua recolectadas en verano e invierno y verano+UV-B e invierno+UV-B. Las distintas letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

En lo que respecta al rendimiento poblacional, éste resulta ser un parámetro que permite conocer el número diario de daphnidos por mililitro, lo que considera la mortalidad, en este sentido, tal número deja ver el impacto de los factores abióticos presentes en las muestras y la radiación UV-B sobre la supervivencia y la estabilidad

reproductiva, dado que, en óptimas condiciones, los organismos destinan la energía metabólica al crecimiento y reproducción (Soetaert *et al.*, 2007). No obstante, como se aprecia en la *Figura 2 (A)*, el rendimiento que describe a los daphnidos expuestos a la muestra proveniente de Papalotla en verano alcanzó máximos en los días 7 y 11 a consecuencia de los eventos reproductivos, posteriormente se atisba un descenso hasta adquirir valores negativos. Este comportamiento también es característico de la muestra invernal (B) en el mismo sitio ($p > 0.05$). Ahora bien, se observó un desplazamiento en los máximos (día 9 y 13) para ambas poblaciones cuando se ven sometidas a UV-B respecto a las muestras sin estresor y al grupo control ($p < 0.05$), de manera similar la tendencia continua hacia números negativos.

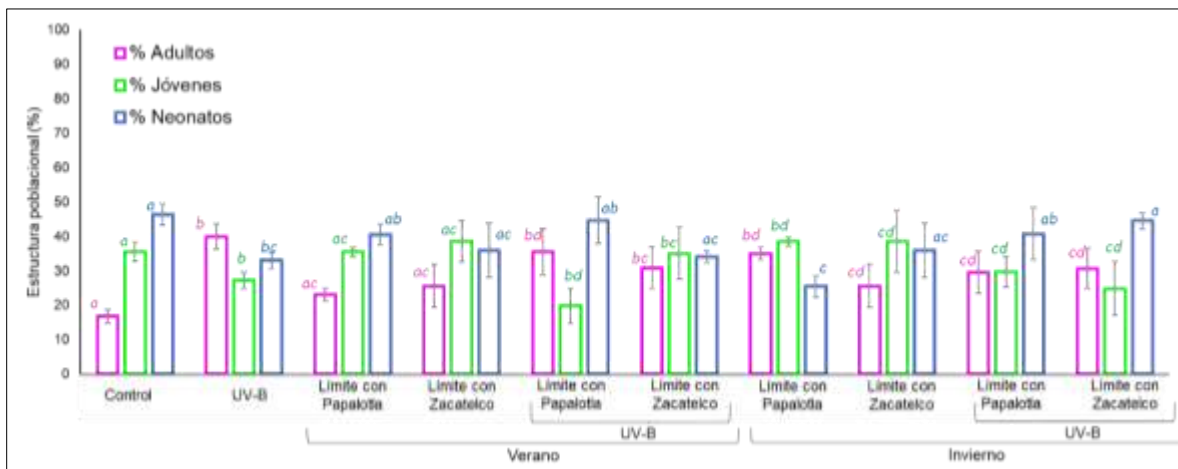


Figura 3. Estructura poblacional de *D. magna* después de un periodo de 20 días de exposición a condiciones diferentes de factores abióticos y radiación UV-B. Los valores son medias \pm desviación estándar. Las distintas letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

En lo concerniente a los daphnidos tratados con la muestra procedente de Zacatelco en verano (Figura 2, A), el rendimiento se describe por valores máximos en los días 9 y 11, coincidiendo con Papalotla para este último dato ($p < 0.05$), luego se continua hasta alcanzar valores negativos al día 15. El mismo comportamiento es observado para los organismos expuestos a la muestra recolectada en invierno (B). Las poblaciones sometidas a UV-B (aunado a las muestras recolectadas en verano e invierno, respectivamente) registraron desplazamiento en los máximos: día 11 para la muestra de verano y 15 para la invernal, con diferencias significativas para las

muestras sin estresor y el grupo control ($p < 0.05$), nuevamente se atisba la disposición hacia valores negativos (inciso C).

En tal comportamiento puede observarse que dicho valor sobrepasa el grupo control, dado la promoción de eventos reproductivos, sobre todo en las poblaciones a régimen de agua de río puesto que la misma presenta concentraciones idóneas de sólidos en suspensión y materia orgánica. Esta misma condición merma la penetración de la radiación UV-B en lagos de agua dulce, lo que explica un menor impacto inicial en las muestras tratadas con este estresor con prevalencia hacia rendimientos negativos (Paul *et al.*, 2012). En consecuencia, la inclinación hacia valores por debajo de cero, para todos los tratamientos, se sustenta en las elevadas tasas de mortalidad, así como en la disminución en el número de nacimientos debido a que los sobrevivientes crecen más lentamente y presentan una reproducción reducida, producto también del estrés nutricional y la exposición prolongada a radiación UV-B (Frost *et al.*, 2010 y Taipale *et al.*, 2014).

Por otro lado, los individuos fueron clasificados en tres clases correspondientes a neonatos, jóvenes y adultos, de acuerdo con su ciclo de vida (Mittmann *et al.*, 2014), a fin de establecer su estructura poblacional. Así, tal como se muestra en la *Figura 3*, el rendimiento y calidad de la población también se manifiesta en la conformación poblacional. Se destacan diferencias significativas respecto al control, principalmente en la conformación de las poblaciones tratadas con ambos estresores, así como entre estas y las expuestas únicamente a agua de río ($p < 0.05$). De lo anterior, es importante reparar en la disminución del número de neonatos y jóvenes que concuerda con el porcentaje de supervivencia, de tal manera que, de prolongar el estudio, posiblemente la estructura poblacional para los grupos mencionados, se vería conformada en su mayoría por adultos, dada la elevada mortalidad de juveniles.

Finalmente, la *Figura 4* muestra el comportamiento en la tasa finita de crecimiento poblacional, la cual presenta valores positivos como indicativo de una población estable. Es de destacar la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) para todos los grupos respecto al control, siendo este último el grupo con el mejor valor

para dicho parámetro, debido a que la tasa de mortalidad nunca excedió la tasa de natalidad. Análogamente, se observa una caída en los valores de PGR para todas las poblaciones en tratamiento, lo que concuerda con el patrón observado en la *Figura 2*, donde a partir del día 16 se estima un aumento de la mortalidad en neonatos y jóvenes que se sobrepone a la reducción en los eventos reproductivos (Heckmann *et al.*, 2007).

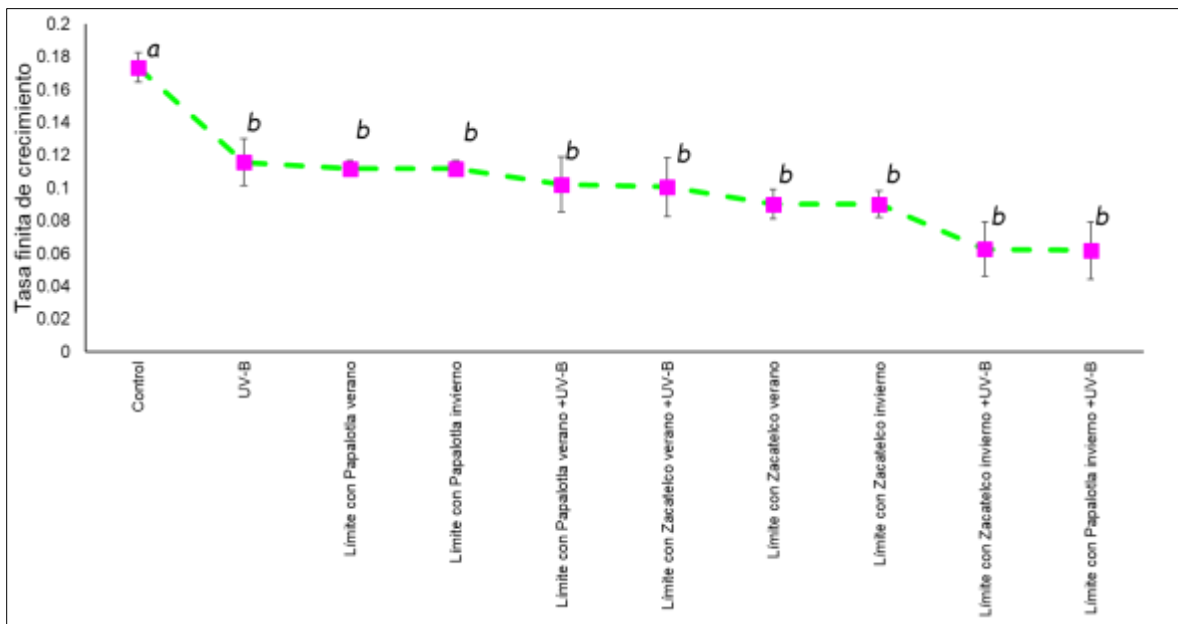


Figura 4. Tasa finita de crecimiento poblacional de *D. magna* dependiente del tipo de tratamiento después 20 días de observación. Las distintas letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

8.3 Capacidad de amortiguamiento ante factores abióticos y radiación UV-B en el organismo modelo *D. magna*

8.3.1 Actividad enzimática de quitinasa como biomarcador en la capacidad de amortiguamiento

Los efectos abordados con anterioridad pueden ser corroborados por medio del monitoreo de biomarcadores, como es el caso de la actividad enzimática de quitinasa, misma que es concebida en el tercer objetivo específico del presente trabajo y que permite comprender mejor los impactos de factores abióticos y radiación UV-B sobre *D. magna*. Lo mencionado se sustenta en el papel que juega dicha enzima en el proceso de muda de los crustáceos que, paralelamente, se

relaciona con los eventos reproductivos. Los resultados son reportados como 4-nitrofenol liberado del sustrato (μmol) durante la reacción por biomasa (mg) por tiempo (50 min), *Figura 6*.

Se enfatiza en la importancia del proceso de muda en el ciclo de vida del zooplancton que le confiere la particularidad de bioindicador, puesto que dicho proceso se relaciona de manera directa con el crecimiento corporal, así como en la liberación de neonatos desde la cámara dorsal (Wolinski *et al.*, 2020).

Análogamente, es posible vincular ambos procesos con la actividad de quitinasa, dado que esta enzima interviene en la degradación de quitina, componente de las mudas en crustáceos, con primicia en la apólisis y la ruptura de la cutícula vieja que finaliza con la salida de la muda en el proceso de crecimiento somático o bien durante un evento reproductivo (Giraudó *et al.*, 2017).

Ahora bien, el precedente facilita la descripción de la *Figura 5*, donde es posible apreciar que los eventos reproductivos del grupo control (A) a los días 10, 15 y 20 suscitan aumentos en la actividad de quitinasa. El mismo comportamiento, relativamente dependiente de los eventos reproductivos, es observado en las poblaciones expuestas a radiación UV-B (B); no obstante, se distingue las afecciones de tal estresor sobre la actividad de quitinasa con una disminución significativa respecto al control. Así pues, de manera similar, en esta imagen se distingue la pauta en el patrón descrito por la actividad enzimática con tendencia a aumentar durante los días de liberación neonatal.

Lo referido se ratifica con los hallazgos de Phlippen *et al.* (2000), quienes aluden que, tanto en crustáceos en hábitad natural como en los mantenidos en laboratorio, la síntesis de proteínas necesarias para la maduración de los ovocitos ocurre en la etapa de la postmuda y la intermuda, en tanto que el desove, ocurre durante la premuda, estadio durante el cual se secretan enzimas que digieren las capas internas de cutícula.

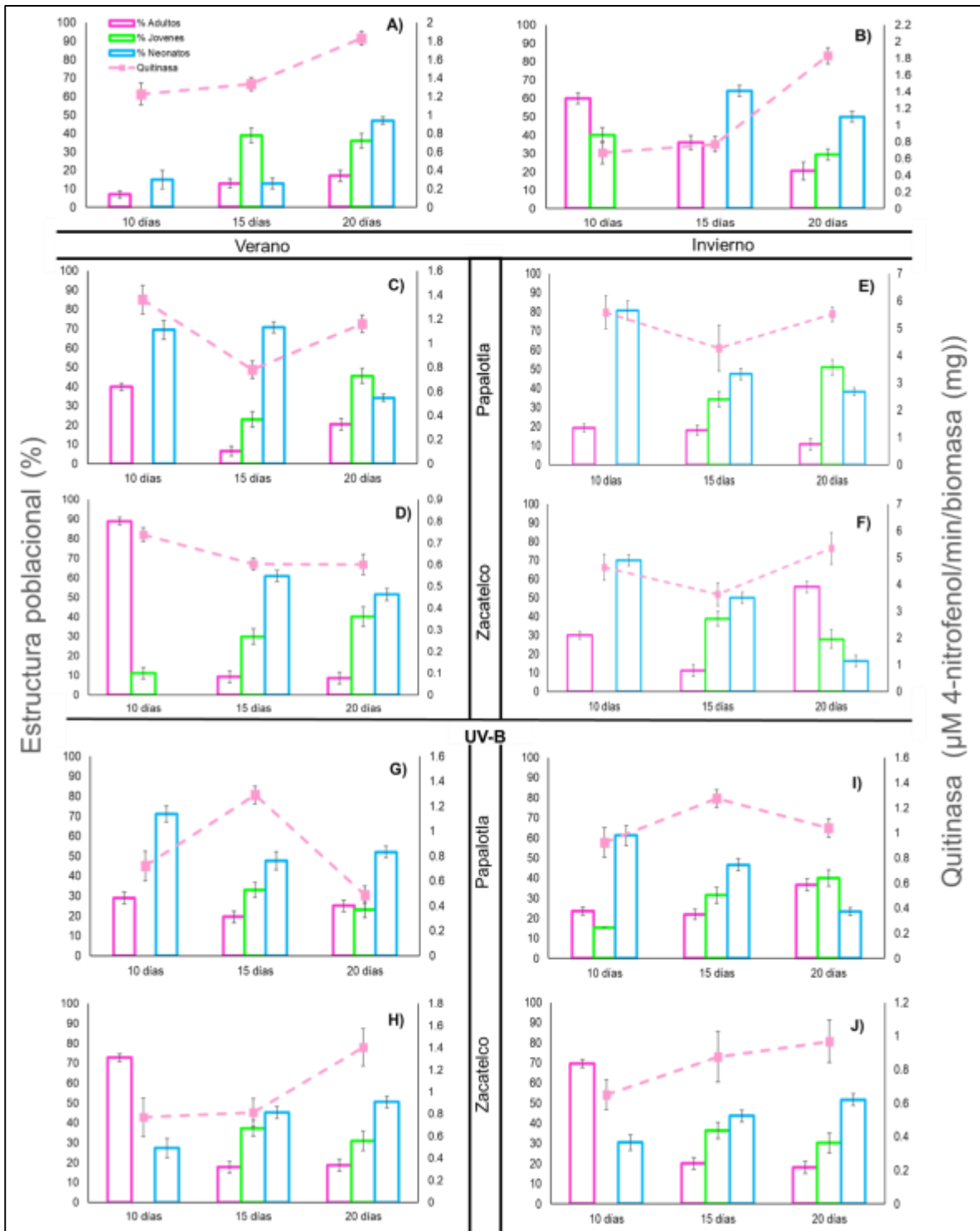


Figura 5. Relación entre la actividad enzimática de quitinasa y el número de neonatos liberados por evento reproductivo (día). A) Control, B) UV-B, C) Límite con Papalotla verano, D) Límite con Zacatelco verano, E) Límite con Papalotla invierno, F) Límite con Zacatelco invierno, G) Límite con Papalotla verano y UV-B, H) Límite con Zacatelco verano y UV-B, I) Límite con Papalotla invierno y UV-B, J) Límite con Zacatelco invierno y UV-B.

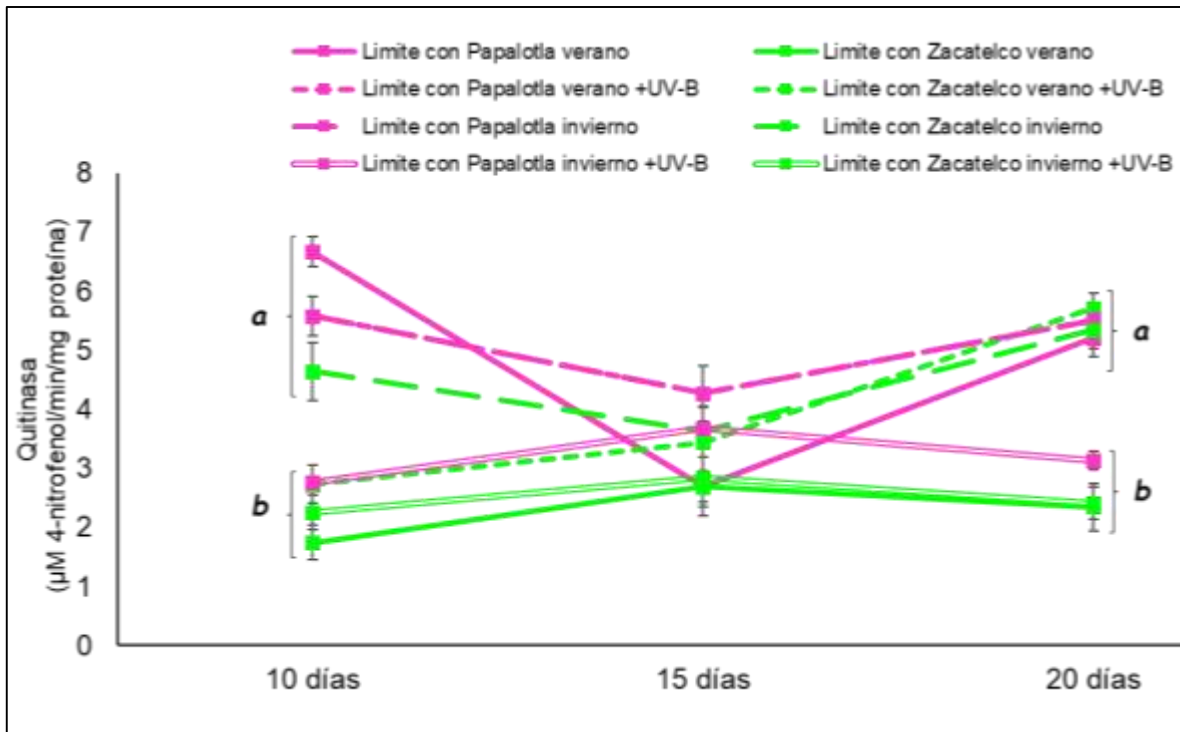


Figura 6. Tendencia en la actividad enzimática de quitinasa para los diferentes tratamientos a tres cortes de tiempo. Las letras representan diferencias significativas ($p < 0.05$).

Por otro lado, la *Figura 6* acentúa el comportamiento en la actividad de quitinasa para cada uno de los tratamientos, se advierten diferencias significativas según el punto y el momento del muestreo. Estas disminuciones respecto al grupo control pueden atribuirse a los valores registrados en los parámetros abióticos previamente evaluados en relación con la calidad del agua del río Atoyac. En estudios anteriores se ha cuantificado la actividad de quitinasa en muestras de aguas superficiales, los resultados conducen a correlaciones significativas entre parámetros tales como temperatura, oxígeno disuelto, pH, nitrógeno y fósforo con la tendencia enzimática (Hanson y Lagadic, 2005).

A su vez, se han establecido correlaciones negativas entre el oxígeno disuelto y la concentración de fósforo, de tal que, la formación de fosfato cálcico reduce la concentración de CaCO_3 y Oxígeno en el agua (García *et al.*, 2021). Este comportamiento también es representativo del agua del río Atoyac y podría explicar la tendencia enzimática, puesto que tal condición representa un impacto en la dinámica poblacional de comunidades zooplanktónicas, arraigando cambios

fisiológicos y/o de comportamiento para garantizar su prevalencia ante condiciones de mínimo oxígeno (Apablaza y Palma, 2006).

Por último, en los grupos expuestas a ambos estresores, se percibe el impacto propio del estresor UV-B con disminuciones en la actividad de quitinasa como analogía de los impactos en la población, principalmente en una posible desincronización en el ciclo de muda que repercute en procesos vitales de los daphnidos como la reproducción, puesto que la deposición de huevos en la cámara dorsal es paralela la ecdisis, estos permanecen en dicha cámara hasta ser liberados como neonatos y se reanuda el ciclo de muda. Además, se ha estimado que la radiación UV tiene efectos similares a ciertas sustancias químicas, como pesticidas, al afectar el receptor de ecdisoma, con ello se impide el desprendimiento del antiguo caparazón y se eleva la mortalidad en una población de daphnidos (Wolinski *et al.*, 2020).

Así pues, es aceptable la presunción de que ambos estresores afectan el proceso de muda de *D. magna*. Estos resultados se relacionan con los impactos descritos en la dinámica poblacional, de tal que, la desincronización en el proceso de muda, repercute también en el correcto desarrollo de los organismos al ocasionar alteraciones en la estructura de la comunidad.

8.3.2 Tendencia en la capacidad de amortiguamiento

Es aceptable la presunción de que ambos estresores afectan el proceso de muda de *D. magna*. Los resultados abordados con anterioridad se relacionan con los impactos descritos en la dinámica poblacional, de tal que, la desincronización en el proceso de muda, repercute también en el correcto desarrollo de los organismos al ocasionar alteraciones en la estructura de la comunidad.

Sobre la misma línea, el concepto de ecoexergía, que surge de la teoría de la termodinámica de los ecosistemas, se considera un indicador de estado de salud y desarrollo de los ecosistemas, de esta teoría también se desprende el término de capacidad de amortiguamiento que, en complemento a tal indicador, proporciona una base importante en la descripción de la salud relativa de un entorno.

De lo anterior, el cuarto objetivo atiende la estimación de la capacidad de amortiguamiento ante los efectos ecotoxicológicos crónicos de factores abióticos y UV-B en poblaciones de *D. magna*, dado la posibilidad de armonizar variables de estado y funciones de forzamiento según los requerimientos del estudio. Por tanto, la representación de la capacidad de amortiguación ecológica en relación a alteraciones reproductivas respecto a factores abióticos (FA) característicos de las muestras de agua y radiación UV-B, respectivamente, se estableció como:

$$\beta_{FA} = \frac{\partial(FA)}{\partial(Q)}$$

$$\beta_{FA\ UV-B} = \frac{\partial(FA\ UV - B)}{\partial(Q)}$$

donde $\partial(FA)$, $\partial(FA\ UV-B)$ y $\partial(Q)$ expresan el impacto de los factores abióticos y radiación UV-B ante el correspondiente cambio en la actividad de quitinasa (Q) como símil de alteraciones reproductivas en las poblaciones de estudio. Las variaciones temporales de tal indicador se muestran en la *Figura 7*.

Los resultados denotan una caída de β al día 15 concordante con la disminución en los eventos reproductivos, principalmente en las poblaciones expuestas a ambos estresores. Al día 20, se observan ligeros aumentos que responden a un intento por hacer frente a las perturbaciones descritas por los factores abióticos evaluados y radiación UV-B a costa de alteraciones en la dinámica poblacional (Jørgensen y Norsnielsen, 2007). Xu *et al.* (2011), describieron resultados similares para el lago Baiyangdian con valores β relativamente bajos (menores a 0.01); estos resultados obedecen a una precariedad en la salud del lago a consecuencia de una eutrofización severa, lo que merma la resistencia del ecosistema a perturbaciones externas.

Por otro lado, es posible distinguir que, para este ensayo en particular, se aprecian los intentos en la reducción de impactos entrantes por medio de aumentos en la capacidad de amortiguamiento. La teoría de ecoexergía sustenta lo referido a partir de una extensión del principio de Le Chatellier para ecosistemas, de tal, se advierte que los organismos indicadores empleados en este trabajo, muestran un

comportamiento poblacional estable (control: ecosistema sin perturbaciones) el cual se ve modificado cuando los componentes del microcosmos (factores abióticos y aumentos en la incidencia de radiación UV-B) se alteran, la población compensa dichas alteraciones a partir de una mayor inversión energética para el crecimiento y otros procesos fisiológicos a costa del mantenimiento, defensa del organismo y eventos reproductivos (Frost *et al.*, 2010).

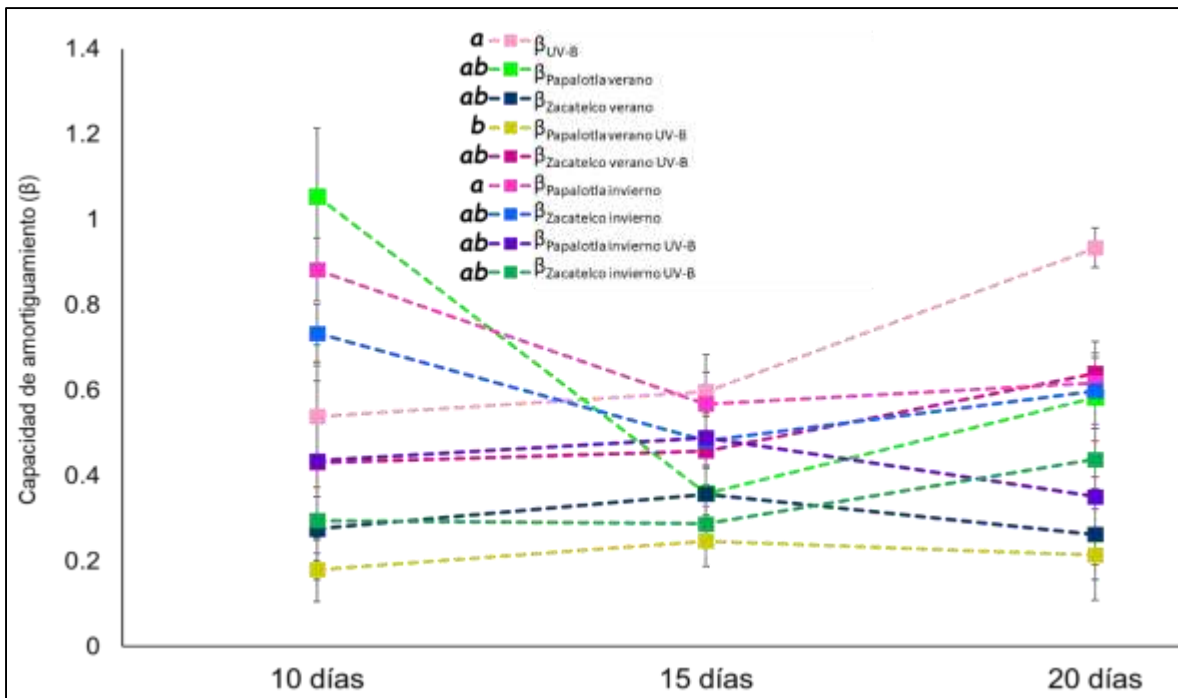


Figura 7. Tendencia en la capacidad de amortiguamiento para los diferentes tratamientos a tres cortes de tiempo. Las letras representan diferencias significativas ($p < 0.05$)

Así pues, las alteraciones del río Atoyac, descritas por el comportamiento de los factores abióticos evaluados en interacción con radiación UV-B, que corresponden a los impactos poblaciones y valores mínimos calculados para las capacidades de amortiguamiento, permiten concluir, de manera preliminar, la ausencia de un ecosistema saludable a consecuencia de las actividades antropogénicas efectuadas en la zona.

8.3 Variación temporal de ecoenergía ante factores abióticos del río Atoyac y radiación UV-B sobre *D. magna*

8.3.1 Modelo de regresión cantidad-Biomasa

La estimación de los cambios en los niveles de ecoenergía ante los efectos de los factores abióticos en interacción con radiación UV-B sobre *D. magna*, son abordados en el cuarto objetivo de este trabajo. Por tanto, se efectuó la construcción de modelos de regresión cantidad-biomasa (mg/mL) en relación a la cantidad de individuos según sus cuatro estadios: neonatos 24 h de edad (1mm), jóvenes aproximadamente 3 d (1.8 – 2.3 mm), adultos mayores a 4 d (3 -6 mm) y grávidos (Hooper *et al.*, 2006).

Los resultados se distinguen en la *Figura 8*. Así pues, las ecuaciones se basan en la relación relativamente proporcional entre el número de daphnidos y la biomasa para esa cantidad de organismos, de tal que se trató de encontrar el mejor ajuste a la serie de puntos experimentales, donde cada uno de los puntos se definió por una variable que representa el número de individuos, según el estrato poblacional (variable independiente), y una variable respuesta correspondiente al valor de biomasa (variable dependiente). La recta obtenida se demarca por β_1 que mide la influencia de la variable explicativa sobre la variable respuesta, y β_0 que corresponde a la intersección, lo anterior mediante la ecuación lineal: $y = \beta_0 + \beta_1x$, que para éste trabajo queda definida como:

$$Biomasa [mg/mL] = \beta_1(No. daphnidos) + \beta_0 \quad (3)$$

Se advierte que, para el cálculo de biomasa, éste tipo de ajustes han sido reportados con anterioridad, Villabona-González *et al.* (2015) analizan la distribución de la biomasa zooplanctónica, la cual fue estimada mediante modelos de regresión longitud-peso seco; Castilho-Noll y Arcifa (2007) describieron ecuaciones sobre relaciones longitud-peso seco y carbono para especies de zooplancton, aludiendo a la identificación de clases de tamaño.

Por último, se enfatiza en los valores obtenidos del coeficiente de determinación para los cuatro modelos calculados en el software estadístico R Commander, que

ayudan a vislumbrar la confiabilidad de las ecuaciones para estimar, en específico, el peso seco de *D. magna*.

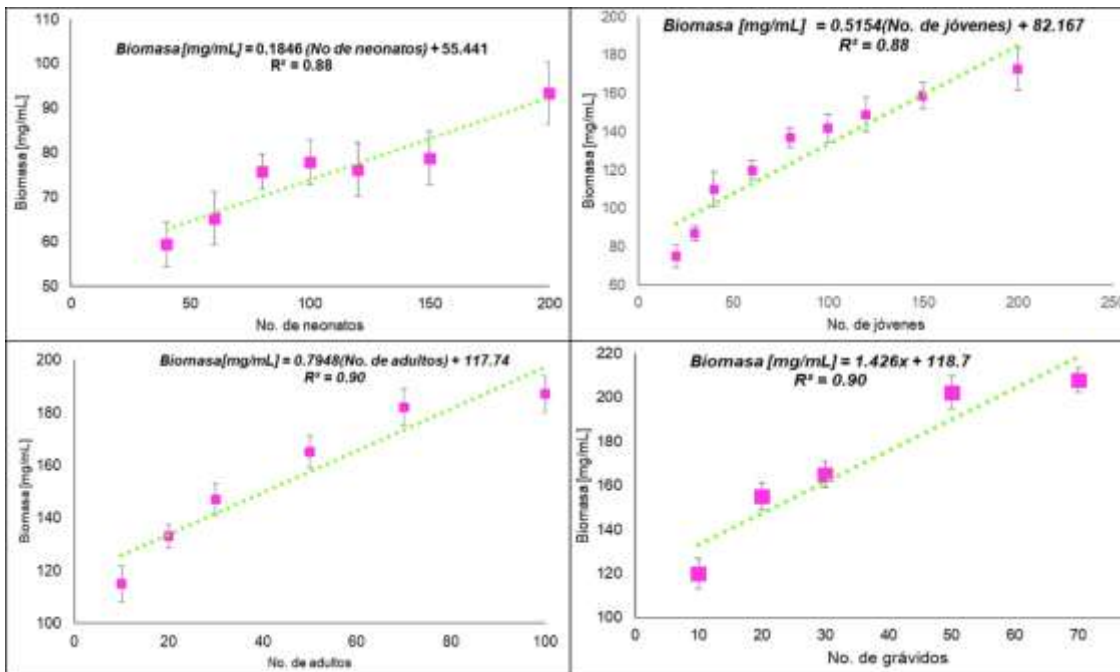


Figura 8. Relación cantidad-Biomasa [mg/mL] para *D. magna*.

8.3.2 Variación temporal de ecoenergía

Lo descrito con anterioridad se reconoce como antesala en el cumplimiento del cuarto objetivo. Así pues, se efectuó la estimación de los cambios en los niveles ecoenergéticos para dos puntos de muestreo en el río Atoyac aludiendo a las variaciones temporales (verano e invierno) de factores abióticos, en presencia de una dosis biológicamente relevante ($23.78 \text{ W/m}^2 \text{ UVEry}$) de radiación UV-B. Los resultados se distinguen en la *Figura 9*. Se advierte el cálculo de ecoenergía a partir del producto de la concentración de biomasa de los daphnidos en tratamiento monitoreados por un periodo de 20 días, por el valor β , correspondiente a 232 (Xu *et al.*, 2011).

Así pues, en el inciso A) se describen los cambios en los niveles de ecoenergía para los tratamientos a base de muestras recolectadas en verano. El comportamiento del grupo control denota aumentos en los niveles de ecoenergía como analogía de una

densidad poblacional estable, dado las condiciones óptimas para su desarrollo, éste comportamiento difiere significativamente respecto a todos los grupos; también se distinguen diferencias significativas entre los conformados por las muestras como único estresor ($p < 0.05$). De igual forma, los tratamientos con ambos estresores (muestra y radiación UV-B) advierten una disminución significativa respecto al control y el grupo con muestras.

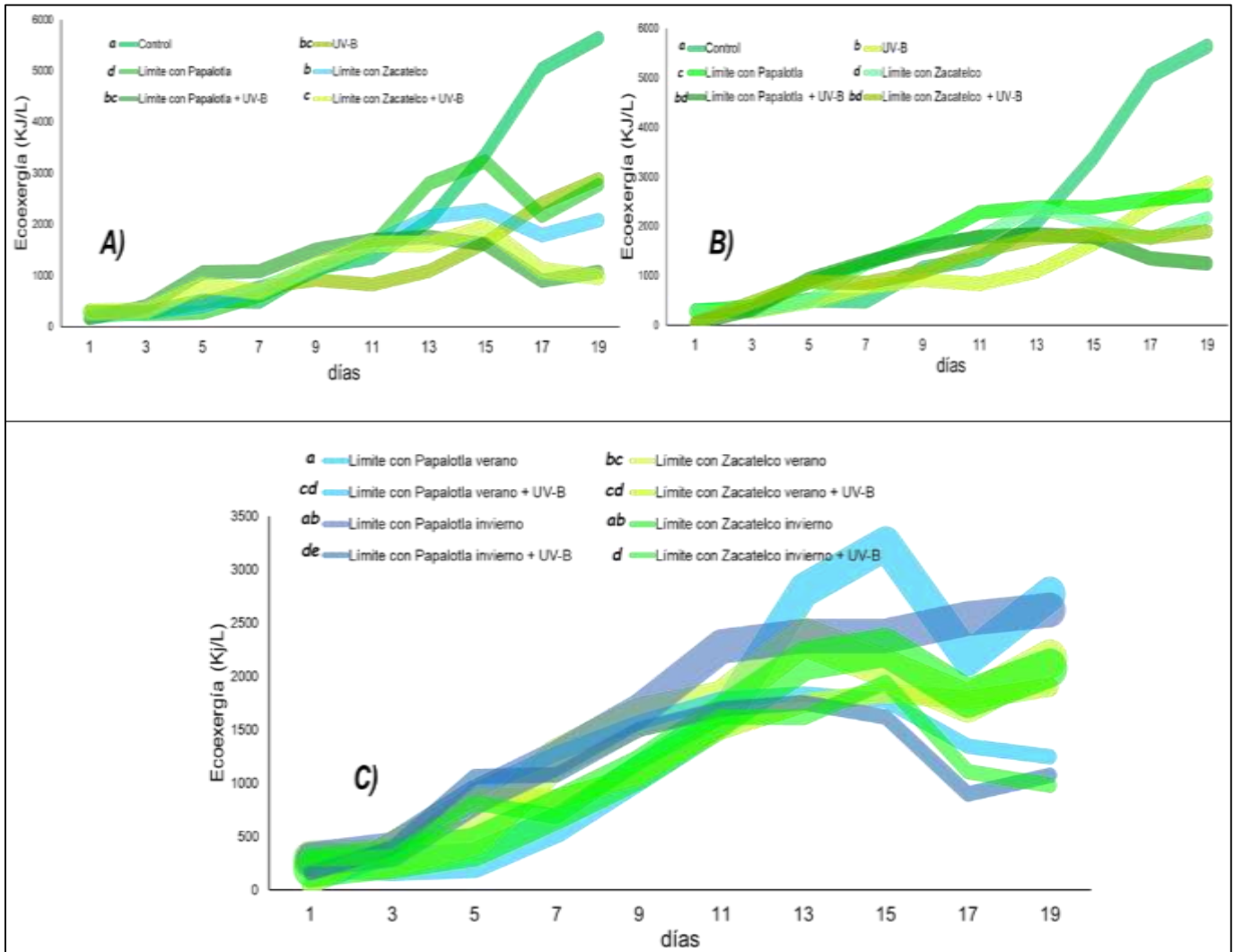


Figura 9. Variación temporal de ecoenergía calculada a partir del organismo modelo *D. magna* en el río Atoyac (2023) en presencia de radiación UV-B. A) comparativo de los tratamientos constituidos a base de muestras recolectadas en verano. B) Comparativo de los tratamientos constituidos a base de muestras recolectadas en invierno. C) comparativo de los tratamientos a base de ambas muestras (verano e invierno) e interacción con radiación UV-B ($p < 0.05$).

Paralelamente, el inciso B) reseña las tendencias ecoexergéticas para los tratamientos constituidos por muestras recolectadas en invierno, se observan diferencias significativas en todos los grupos respecto al control ($p < 0.05$). Los tratamientos que añaden radiación UV-B presentan una disminución respecto al control y a los grupos constituidos por muestra ($p < 0.05$). De ello se reconoce el impacto de la radiación UV-B sobre la densidad poblacional de comunidades acuáticas como *D. magna*, mismo comportamiento que se ve reflejado en la caída de los niveles de ecoexergía. Estudios relevantes señalan la correlación negativa entre la densidad de comunidades de zooplankton con la penetración de los rayos UV en la columna de agua (Hansson y Hylander, 2009).

En lo concerniente al inciso C), es posible vislumbrar la comparación entre los tratamientos para ambos periodos de tiempo, se destaca niveles de ecoexergía mayores en los tratamientos efectuados a partir de muestras recolectadas en verano en alusión a los ligeros aumentos registrados en los factores abióticos, previamente evaluados, mismos que generaron disminución en la supervivencia poblacional en ambas muestras de invierno a consecuencia de una mayor concentración de contaminantes en ausencia de lluvia.

En general, en condiciones ambientales óptimas, como las observadas en el grupo control, la ecoexergía aumenta debido al crecimiento de la biomasa, como símil de la energía empleada en la realización de un trabajo útil en pos del mantenimiento y autorregulación del propio ecosistema (Skene, 2017). En este contexto, se destaca la presencia de especies clave como *D. magna*, cuya eficiencia en el uso de los recursos es indicativa del estado ecosistémico.

Sin embargo, en los tratamientos constituidos únicamente con muestras, se observó aumentos en la densidad poblacional (biomasa) por un tiempo, principalmente del día 7 al día 15, por consiguiente, también aumentó la ecoexergía. Posteriormente se atisba una caída en los niveles de ecoexergía que concuerda con el impacto de alteraciones de factores abióticos sobre comunidades acuáticas, estudios similares evidencian el efecto de nutrientes inorgánicos disueltos (NT, NO₃-N, PT) en la densidad poblacional de ecosistemas de agua dulce, de tal que, aumentos por

encima de los 0.00175 mg/L (umbral que es rebasado en los sitios de muestreo) resulta también en un incremento de ecoexergía, con decrementos a concentraciones más elevadas, nuevamente como alusión a un estrés nutricional. Sobre la misma línea, aumentos del pH ocasionaron fluctuaciones en los niveles ecoexergéticos (Wang *et al.*, 2017).

De manera similar, las mínimas concentraciones de oxígeno disuelto repercuten en la disminución de ecoexergía, dado que óptimos rangos de oxígeno disuelto, arriba de 4.5 mg/L, favorecen la presencia de comunidad de zooplancton, esta correlación se aprecia como un indicador de la buena calidad del agua y salud de un ecosistema acuático (Banerjee *et al.*, 2018).

Por otro lado, se reconoce el embate de estresores específicos como radiación UV-B sobre la disminución de ecoexergía, lo cual se observó en los tratamientos a régimen de muestra y radiación. Una razón para tal resultado versa en que los cladóceros requieren una alta dosis de energía para mecanismos de fotoprotección, misma que se ve mermada cuando los daphnidos son sometidos a estrés nutricional, como en el presente estudio, por ejemplo, *Daphnia pulicaria* presentó un mejor desempeño bajo estrés por radiación UV cuando se mantuvo a elevadas concentraciones de alimentos (Hansson y Hylander, 2009).

De lo anterior, la teoría de ecoexergía, ayuda a caracterizar el comportamiento de sistemas que sufren cambios abruptos de un estado a otro como consecuencia de alteraciones en sus diferentes componentes, lo cual merma el óptimo desarrollo de las redes tróficas e impide la retroalimentación de energía capturada y empleada por el ecosistema, la consecuencia es la pérdida de servicios ecosistémicos, como síntoma de un deterioro en la salud del río.

8.3.3 Cambios en los niveles de ecoexergía mediante modelo matemático.

Sobre la misma línea, el principal objetivo de esta investigación considera la propuesta de un modelo matemático que describa los cambios en los niveles de ecoexergía a consecuencia del impacto de factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac ante radiación UV-B con *Daphnia magna* como bioindicador.

Así pues, de la teoría de ecoexergía, se desprende la idea de una optimización termodinámica para los ecosistemas, de tal manera que éstos tienden a desempeñarse según las condiciones impuestas por el entorno (Nielsen *et al.*, 2020), lo que muestra una generalización del ciclo de Carnot para sistemas biológicos en el que el trabajo obtenido puede ser abordado a partir de exergía (Dewulf *et al.*, 2007).

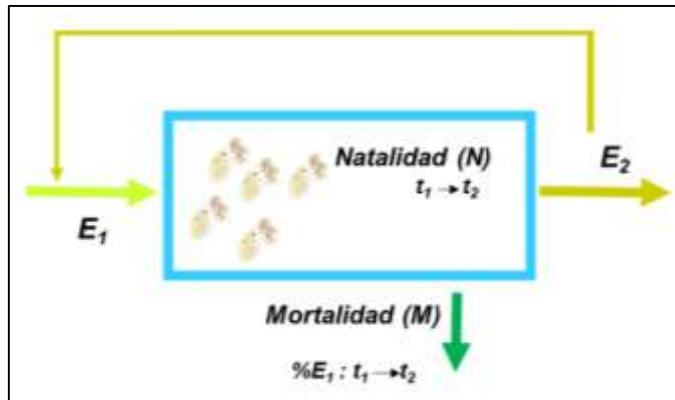


Figura 10. Esquematización de los flujos de ecoexergía estudiados, donde E_1 : energía inicial, E_2 : energía a la salida del sistema (definido por los factores abióticos y radiación UV-B).

Lo anterior facilitó la elaboración de un modelo matemático bajo la conjetura de los balances de energía al tomar los ensayos construidos a partir del agua proveniente del río como un sistema, los cuales resultan una herramienta importante en el análisis de los flujos de materia y energía de los procesos.

El planteamiento general de los balances es que la entrada al sistema es igual a la salida, en adición a lo que se genera, menos lo que se consume. En analogía, se estableció el enfoque descrito en la *Figura 10*, de la cual se construye la siguiente ecuación:

$$E_2 = \{E_1 + [N(\Delta(t))]\} - \{E_1[M(\Delta(t))]\} \quad (4)$$

Donde la ecoexergía estimada (E_2) está en función de una exergía inicial (E_1), proveniente de los daphnidos con los que se inició el ensayo poblacional, asociado a una natalidad dependiente del tiempo (N), el total se aminora por acción de la mortalidad (M), también dependiente del tiempo de exposición.

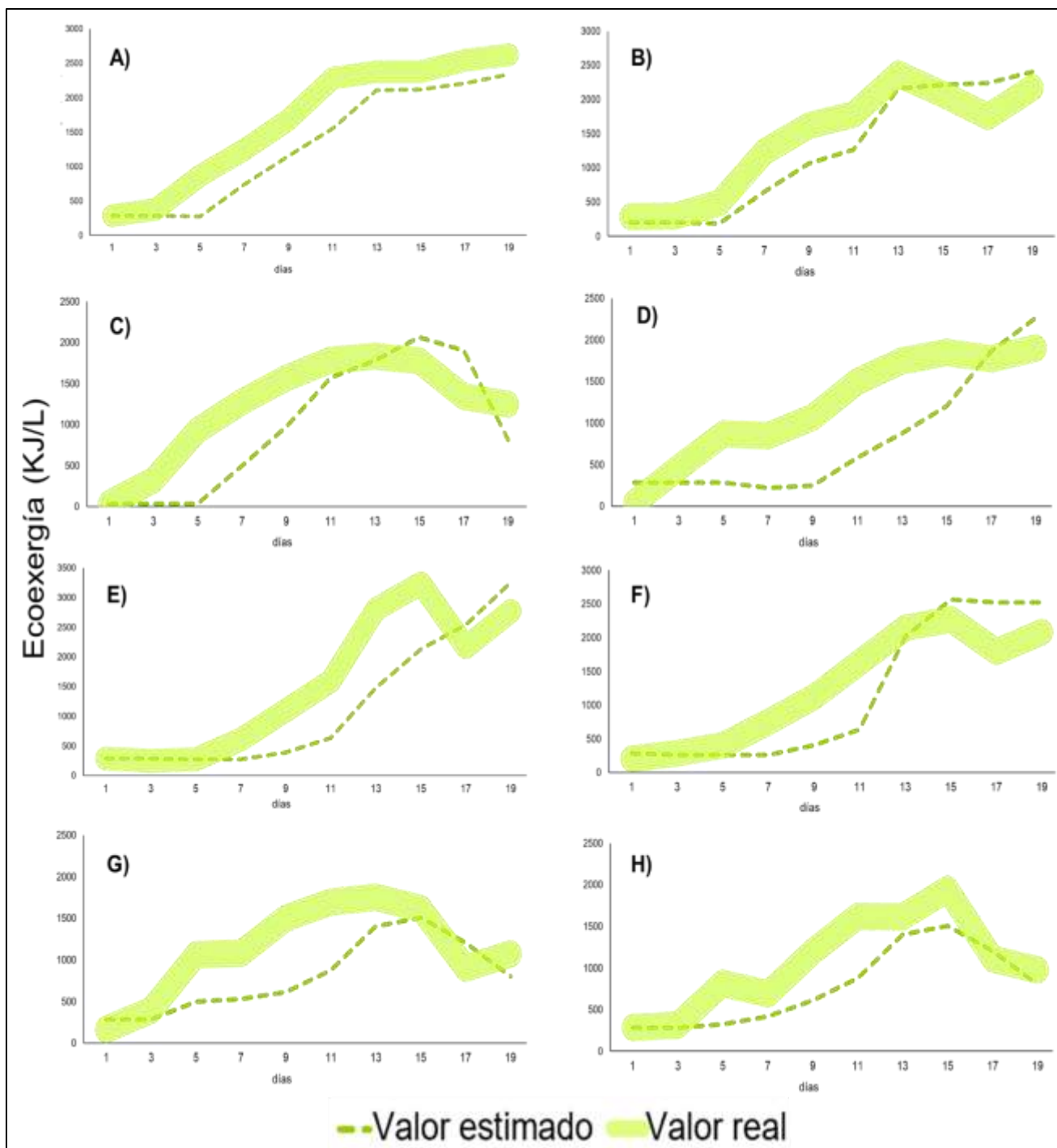


Figura 11. Comparativo de la variación temporal de ecoenergía calculada vs estimada mediante modelo matemático bajo los siguientes tratamientos: A) Muestra verano Papalotla, B) Muestra verano Zacatelco, C) Muestra verano Papalotla y UV-B, D) Muestra verano Zacatelco y UV-B, E) Muestra invierno Papalotla, F) Muestra invierno Zacatelco, G) Muestra invierno Papalotla y UV-B, H) Muestra invierno Zacatelco y UV-B.

Los resultados para tales estimaciones se observan en la *Figura 11*, mismos que permiten vislumbrar una parte importante de lo abordado por la teoría de ecoexergía, pues admite la concepción del ecosistema como un sistema cuya calidad de los procesos puede ser evaluada por medio de los flujos de exergía. La particularidad del estudio destaca el empleo de especies clave, como *D. magna*, cuya eficiencia en el uso de los recursos denota una estabilidad poblacional, con el consecuente aumento de biomasa, también indicativo de la energía empleada en la realización de trabajo orientado al mantenimiento y autorregulación (Skene, 2017). De ahí que las estimaciones revelen aumentos de ecoexergía hasta el día 15, aproximadamente, para continuar con un declive, como resultado de las alteraciones propiciadas por los cambios en factores abióticos sobre las comunidades, aunado a la exposición continua de radiación UV-B.

Ahora bien, las conjeturas hasta aquí abordadas son factibles gracias a la aceptación de los resultados corroborados por el modelo, mismos que no distan de los observados en los tratamientos. Lo mencionado fue verificado por medio del coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NS), el cual es útil para evaluar la capacidad predictiva de un modelo (Hassan *et al.*, 2022) y se define por la siguiente expresión:

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - m_i)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu_x)^2} \quad (5)$$

Dónde x_i son los valores observados, m_i son los valores previstos, en tanto μ_x es la media de las observaciones. De éste índice se obtienen resultados menores o iguales a 1: de 1 a 0.75 se considera muy buen ajuste, de 0.75 a 0.5 es bueno, de 0.65 a 0.5 es satisfactorio, mientras que valores menores a 0.5 se consideran insatisfactorios (Knoben *et al.*, 2019).

Considerando la aseveración propuesta, para el modelo generado a partir de los diversos tratamientos expuestos en la *Figura 11*, se obtiene un ajuste de: A) 0.76, B) 0.75, C) 0.86, D) 0.80, E) 0.60, F) 0.56, G) 0.51, H) 0.60. De ello mismo se deduce

un muy buen ajuste para los tratamientos de A hasta D, por lo que se sugieren modelos con buena capacidad predictiva, una situación en la que la varianza del error de estimación es cercana a cero. Los modelos restantes (E-H) se caracterizan por una capacidad predictiva moderada, donde las simulaciones tienden a tener el mismo poder explicativo que la media de las observaciones (Schaepli y Gupta, 2007).

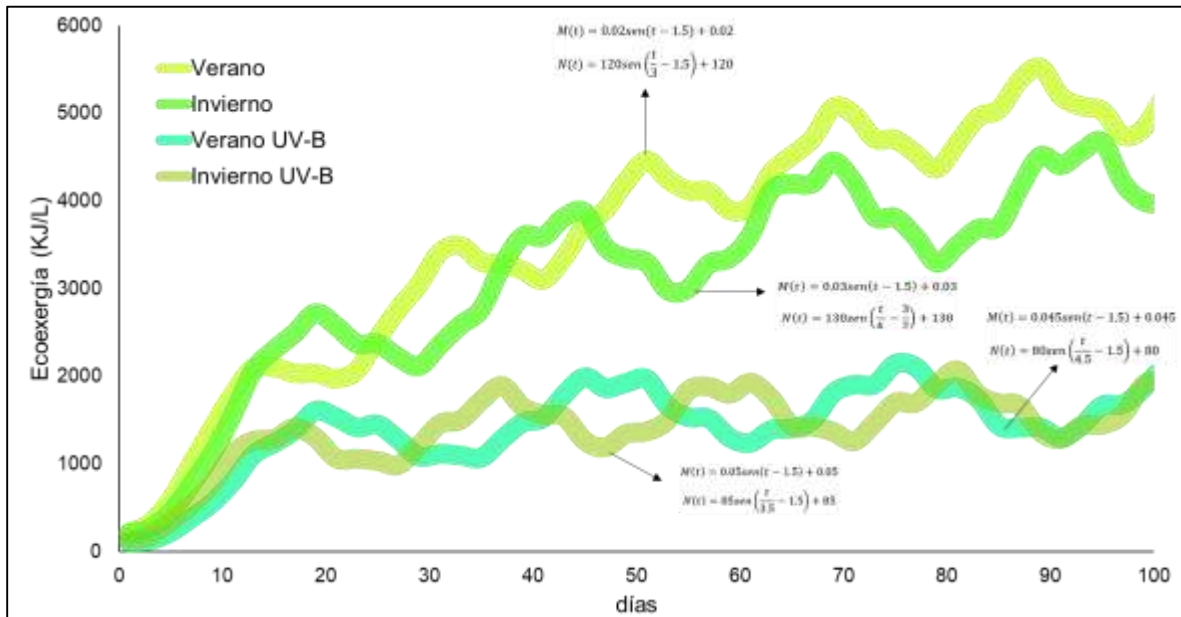


Figura 12. Predicción de la variación temporal de ecoenergía a partir de modelo matemático.

Bajo tales presunciones, se realizó una predicción para los escenarios que conjuntan la franja del río que atraviesa el municipio de poniente, colindando con Zacatelco, hacia la parte oriental, delimitado por Papalotla para verano e invierno, así como el panorama que implica dosis diaria de radiación UV-B biológicamente relevante (23.78 W/m^2). Lo anterior, nuevamente en alusión a los balances de energía, con hincapié en la dinámica del sistema (población) tomando en cuenta la entrada (natalidad) y salida (mortalidad) en términos de ecoenergía (Figura 12), ambos parámetros poblacionales fueron abordados a partir de la función seno, cuyo carácter periódico la hace adecuada para modelar fenómenos repetitivos. Así pues, tanto la natalidad como la mortalidad, se obtuvieron mediante una serie de transformaciones de traslación y alargamiento sobre la función misma función.

La natalidad se modela por transformación en el periodo mediante desplazamiento en atención al tiempo (días) en que se registraron tales valores; por tanto, la función sufre un desplazamiento a la derecha por un factor de 1.5, lo que posiciona el mínimo inicial de natalidad en el tiempo 0, posteriormente, se ocasionó un alargamiento por un factor de 4 trasladando el periodo (24 días), esto sitúa el máximo al día 12 y mínimo al día 24.

En lo que respecta a la mortalidad, se aprecia el cambio en la amplitud y el valor promedio a fin de conseguir un valor máximo de letalidad del 6%; el desplazamiento por un factor de 1.5 atiende a máximos y mínimos cada tercer día.

En suma, se apremia el empleo de modelos matemáticos que faciliten el análisis de la complejidad de problemas ambientales a partir de una abstracción, con la particularidad y vínculos de las variables involucradas. Las estimaciones generadas en este estudio destacan los impactos de alteraciones de factores abióticos sobre comunidades acuáticas, dado que, aumentos en parámetros, tales como nutrientes inorgánicos disueltos (NT, NO₃-N, PT), resulta también en un incremento de ecoexergía, con decrementos a concentraciones más elevadas en alusión a un estrés nutricional. Ello nos permite admitir que, los sistemas ecológicos, sufren cambios constantes de una configuración a otra a razón de perturbaciones antropogénicas que culminan en pérdida de servicios ecosistémicos.

8.5 Valor de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac

8.5.1 Identificación de los servicios ecosistémicos hidrológicos

El quinto objetivo apela a la descripción de la zona de estudio según su nivel de ecoexergía y capacidad de amortiguamiento como indicadores de estado, y el valor de los servicios ecosistémicos en contexto de la dinámica y las interacciones humanas. Ahora bien, la valoración de tales servicios requiere de un enfoque que enfatice en la cuantificación de las percepciones sobre el estado actual de los servicios brindados por el ecosistema. Lo anterior implicó la previa identificación de los posibles servicios ecosistémicos hidrológicos en la zona de estudio mediante una revisión literaria, contrastada por medio de reconocimiento en campo.

El área de estudio consta de la porción del río Atoyac (aproximadamente 1.7 Km) que atraviesa de poniente a oriente el municipio de Papalotla (819.1667, -98.2333), Tlaxcala. En la mayor parte del municipio, prevalece un clima templado subhúmedo con lluvias en verano. Igualmente, la temperatura promedio máxima anual registrada es de 26.2 °C (Muñoz *et al.*, 2015). Los puntos de recolección de datos, en los extremos del municipio: límite con Zacatelco y límite con Papalotla, respectivamente, están caracterizados por la combinación de actividades agrícola (de riego y de temporal) e industrial (Muñoz *et al.*, 2013).

El primer punto de estudio consta de 33 viviendas, para un total de 78 habitantes, de los cuales el 23% son menores de 14 años, el 25% tienen entre 15 y 29 años y 52% de 30 a 60 años. El segundo, límite con Papalotla, se encuentra descrito por 27 viviendas con 89 habitantes, donde el 39% son jóvenes de 0-14 años, el 27% corresponde a personas de entre 15 a 29 años, en tanto que el 34% está especificado por el estrato de edades de entre 30 a 60 (INEGI, 2022).

En lo referente al bosquejo de los servicios ecosistémicos, es de advertir que el análisis se efectuó únicamente considerando, aquellos posibles servicios otorgados por el río, es decir, los servicios ecosistémicos hidrológicos. Por tanto, se identificaron un total de 12 servicios relacionados con el agua, los cuales como se muestra en la *Figura 13*, fueron clasificados en: 3 de abastecimiento, 4 de regulación y 5 como culturales (Cano y Haller, 2018).



Figura 13. Clasificación de los servicios ecosistémicos hidrológicos identificados en el río Atoyac.

Así pues, en la primera clasificación, la agricultura de riego se reconoció como actividad económica predominante en el centro sur del río, lo que es concordante con la ubicación de los puntos de muestreo en el municipio de Papalotla (Mena Mejía *et al.*, 2017). A la par, pese al deterioro, se distinguió la presencia de vegetación a orillas del río, la literatura alude a plantas como el chichicastle, la ruda silvestre, el epazote morado, el árnica, la verdolaga, el quintonil y el berro (Hernández García, 2019). En lo referente a la ganadería, se distingue el ganado bovino, porcino, ovino, caprino, gallináceas y guajolotes como una práctica para consumo de las pequeñas familias y de comercio dentro del municipio (INEGI, 2017).

En lo que respecta a los servicios de regulación, se consideró a la regulación climática de forma local en los lugares adyacentes a la trayectoria de los ríos, principalmente debido al efecto albedo y la retención de humedad. El control de inundaciones figura como un servicio importante, el análisis bibliográfico demostró cierta tendencia del río a la concentración de fuertes volúmenes de aguas de escurrimiento (González *et al.*, 2009) debido a la pendiente poco pronunciada, característica de un relieve medianamente accidentado con declives montañosos, altozanos, lomeríos y cadenas salientes (Mena Mejía *et al.*, 2017).

Lo anterior puede ocasionar un escenario de desbordamiento, lo que se reconoce que este cuerpo de agua puede depositar material sobre los suelos aledaños, que dependiendo de la cantidad de nutrientes y/o contaminantes transportados en el cauce, contribuirá o mermará la fertilidad de los suelos (Flores *et al.*, 2018).

Por otro lado, los servicios culturales albergan a los saberes tradicionales, así como la identidad cultural. De ello, Alberti Manzanares (2004) distingue la existencia de saberes en el uso de plantas medicinales, de igual forma, los modelos genéricos tradicionales, sitúan a la mujer como figura principal en el mantenimiento del hogar, en tanto que las parcelas son atendidas por los hombres, ambas partes son conscientes de la escasez y contaminación, lo que promueve el uso relativamente racional del líquido.

Ahora bien, como parte del disfrute espiritual y religiosos, en las últimas décadas las regiones de Tlaxcala, han evolucionado en asentamientos urbanos; no obstante, la efígie de las fiestas patronales en torno a los periodos de sequía y lluvia, continua vigente y en muchos casos dotada de resignificados. A lo largo del año, se distinguen la solicitud de protección de la semilla, en época de sequía en los meses de enero a marzo, al tiempo que se solicita buena lluvia (sin tempestades, granizo o heladas) en los meses de abril a septiembre con la fiesta a la Santa Cruz, los santos, vírgenes y cristos. El último trimestre del año reconoce a los santos y vírgenes patronales, paralelamente, es correspondiente a la celebración de muertos y la virgen de Guadalupe (Valencia *et al.*, 2017).

8.5.2 Diseño de la encuesta

Se tomó como referencia el enfoque de comparación pareada a fin de conocer la percepción en torno a los servicios ecosistémicos brindados por el río por parte de los habitantes aledaños a los puntos de muestreo en el municipio de Papalotla (Chuenpagdee *et al.*, 2002). El enfoque requirió del diseño de un instrumento, bajo los supuestos de confiabilidad y validez como herramienta que permita aumentar la eficiencia en el proceso de medición (Petrillo *et al.*, 2015). Así pues, el instrumento consta de 11 afirmaciones distribuidas en cuatro partes: la primera compuesta de 3 ítems que evalúan los servicios de abastecimiento; la segunda sección, con 4 ítems, alude a los servicios de regulación; una tercera parte considera los servicios culturales con 3 ítems y, finalmente, el ítem del último apartado, fue concebido como una variable dependiente en función de las respuestas obtenidas en las secciones anteriores, puesto que implica la clasificación del río Atoyac según la capacidad de éste para proveer algún tipo de servicio previamente evaluado. El instrumento puede ser apreciado en el Anexo 1.

8.5.3 Validez y Confiabilidad del instrumento “valor de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac”

El instrumento fue aplicado a lo largo del mes de octubre de 2022 a habitantes aledaños a los puntos de recolección de datos, en los extremos del municipio: límite con Zacatelco y límite con Papalotla, respectivamente. El muestreo fue no probabilístico por conveniencia dada la facilidad de acceso, se encuestó a 40

habitantes mayores a 18 años, a quienes se les aplicó, de manera individual, el instrumento “Valor relativo de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac”.

Ahora bien, como se especificó en la sección anterior, la eficiencia en el proceso de medición acepta la validación y confiabilidad del instrumento. Por tanto, se consideró a la validez como el grado en que dicho instrumento mide lo que queremos medir, en tanto que la confiabilidad determinó la precisión de las respuestas al aseverar la independencia de las mismas para con el individuo que aplica el cuestionario y el tiempo en el que éste fue aplicado, atañe entonces al grado con que la medición se encuentra libre de error. Por tanto, la validación se abordó mediante análisis factorial, mientras que la confiabilidad se estimó a partir del Alfa de Cronbach (Petrillo *et al.*, 2015).

Se advierte que, el valor de Alfa para todo el instrumento fue de 0.734, lo que de acuerdo a Bonett y Wright (2014), le confiere una confiabilidad alta siendo que, cuando este índice es de 0.7 o superior, se considera como un buen valor para aquellos instrumentos con diez o más ítems, por lo que es posible garantizar la estabilidad del instrumento en sí mismo, independiente del individuo que lo aplique (observador) y del momento en que es aplicado (tiempo) (Chan e Idris, 2017).

Paralelamente, el Alfa Cronbach concerniente al apartado que evalúa los servicios de abastecimiento, que abarca los ítems del 1 al 3, obtuvo un valor de 0.731 para una confiabilidad alta, destaca la pregunta 1 como el reactivo de mayor importancia, dado que su ausencia disminuiría la confiabilidad hasta 0.48. En lo que respecta a la parte que considera los servicios ecosistémicos de regulación, del inciso 4 al 7, el Alfa fue de 0.618 (confiabilidad alta), los ítems más relevantes son el 4 y el 7 puesto que, si se suprimen, el valor de Alfa decae hasta 0.37 y 0.38, respectivamente. Finalmente, la última sección, que conlleva la apreciación de servicios culturales a partir de las preguntas 8 a la 10, consiguió una confiabilidad moderada, 0.513, permisible para este trabajo dada la elevada confiabilidad que se registró para la totalidad del instrumento, de tal que se reafirma la importancia en el tamaño de la muestra y la especificidad de los ítems como determinantes en la obtención de valores aceptables del coeficiente de Cronbach (Bujang *et al.*, 2018).

En lo concerniente a la Validez, para todo el instrumento, se calcularon cuatro factores que en conjunto explican el 59% de la varianza. A su vez, los valores propios mostraron que el primer factor explica aproximadamente el 20% de la varianza, el segundo factor el 14 %, el tercer factor el 12 % y el cuarto factor 11%. En el primer factor aparecen las saturaciones de nueve de los diez ítems, exceptuando la pregunta 5, por tanto, se destaca la inminente agrupación de estas preguntas, altamente correlacionadas, a fin de describir el factor 1. Así pues, esta nueva variable ficticia puede adquirir el nombre del instrumento: “valor de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac”, dado que, dicha variable se construyó a partir de la combinación lineal positiva del peso del factor común asociado a los ítems: 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9 y 10.

Por otro lado, el análisis factorial para cada una de las secciones del instrumento consiguió reducir los datos a un solo factor: para el apartado que evalúa los servicios ecosistémicos de abastecimiento (del ítem 1 al 3), se observa que este factor explica el 54% de la variabilidad total, además de que las cargas del factor resultan todas positivas; no obstante, se vislumbra que para el ítem 3 el factor no explica de forma totalmente satisfactoria la variabilidad de las respuestas (unicidad 0.73), lo que podría deberse a un error de medida (Dwivedi *et al.*, 2018). La segunda sección que alude a los servicios de regulación se resume en un factor que explica el 39% de la varianza, nuevamente, las cargas del factor son todas positivas, ahora, se repara en la unicidad del ítem 5 que especifica que, el 95% de la varianza del mismo, no ha sido explicado por éste factor. Por último, el apartado que concierne a los servicios ecosistémicos culturales, se recopila en un solo factor que satisface el 39% de la varianza, las cargas son unidireccionales, en cuanto a la unicidad, se dilucida que alrededor del 80% de la varianza no es explicada por el factor para los ítems 8 y 10.

Finalmente, una vez corroborada la validez y confiabilidad del instrumento, el mismo fue aplicado por segunda ocasión a un porcentaje mayor de habitantes a fin de describir la zona de estudio en función de los servicios provistos.

8.5.3 Descripción de la percepción de los servicios ecosistémicos del río Atoyac

El instrumento fue aplicado a lo largo del mes de octubre de 2022 a habitantes aledaños a los puntos de recolección de datos, en los extremos del municipio: límite con Zacatelco y límite con Papalotla, respectivamente. Los datos recabados (*Figura 14*) para los 70 individuos resaltan que, de los encuestados, el 61% son mujeres, en tanto que el 39% restante son hombres. De igual forma, el 40% habita en el límite con Papalotla, lo que deja al 60% de los encuestados distribuidos en el límite con Zacatelco.

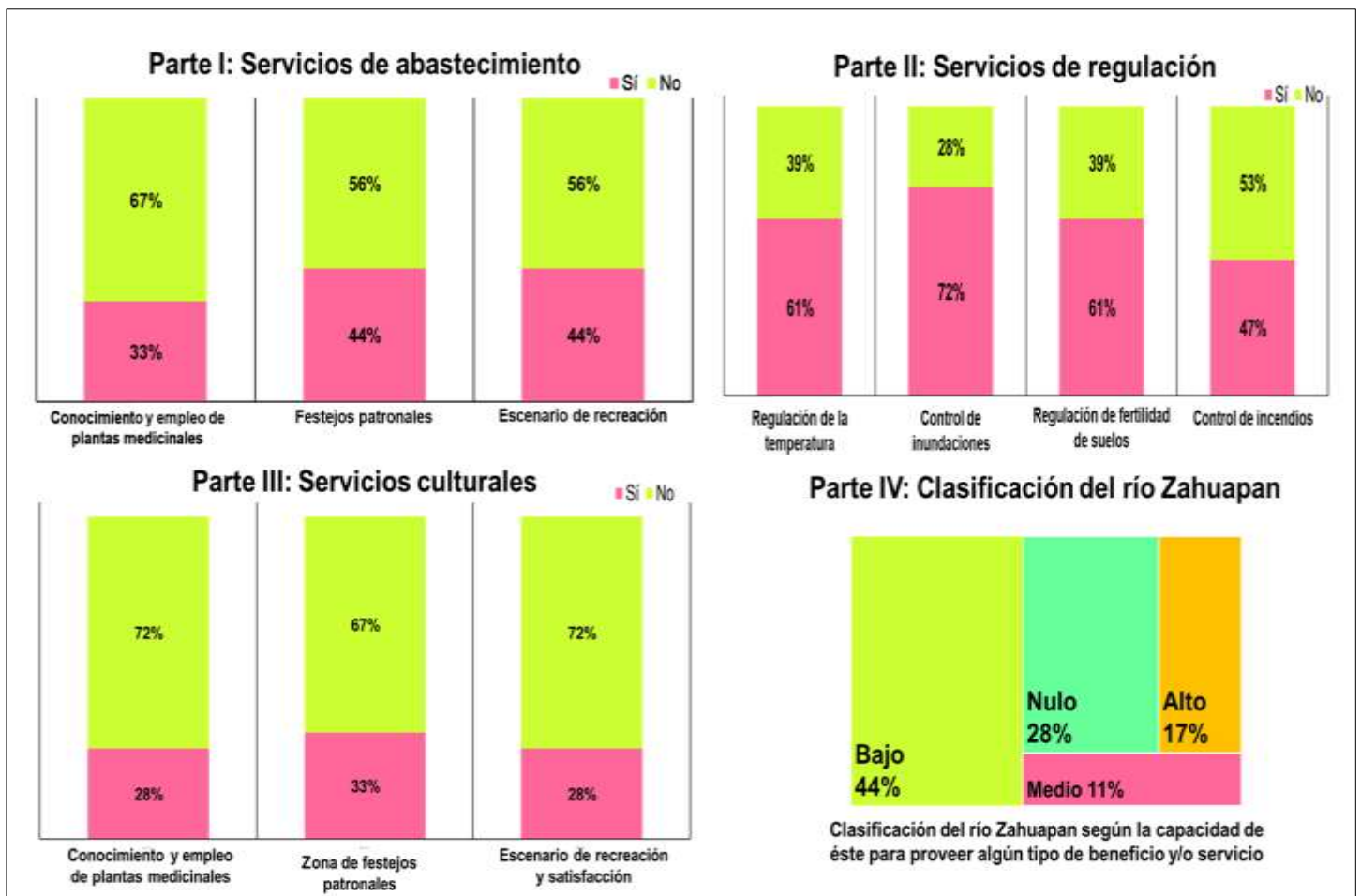


Figura 14. Resultados por pregunta del instrumento “Valor relativo de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac”

Ahora bien, la primera parte referente a la percepción de los servicios de abastecimiento, estima que el 66.7% de los encuestados reconocen que el río

Atoyac NO provee alimentos de origen agrícola, dado que el agua utilizada en la agricultura de riego practicada en la zona NO proviene de pozos o corrientes naturales propias del río; el 33.3% sobrante se inclinan por una respuesta afirmativa.

Paralelamente, el 56% declara que el río Atoyac NO provee plantas medicinales que tienden a crecer en las orillas del cauce. Finalmente, el 58 % conviene que el río Atoyac NO provee alimentos de origen animal, pues el agua utilizada en el mantenimiento del ganado en la zona NO procede de pozos o corrientes naturales propias del río; de manera complementaria, el 42% sostiene que, el agua empleada en el mantenimiento del ganado, en efecto, proviene del río.

Continuando con la sección que evalúa la percepción de los servicios de regulación, se vislumbra que el 61% de los encuestados afirman que el río Atoyac regula la temperatura de forma local en los lugares que lo rodean, lo que contrasta con el 39% que tiende a una respuesta negativa. De manera similar, el 72 % reconoce que el río controla las inundaciones en los alrededores debido a su elevada capacidad de almacenaje. Así mismo, un 61% acepta que el río Atoyac regula la fertilidad de los terrenos mediante deposición de nutrientes y/o contaminantes transportados en el cauce, en tanto que el 39% complementario alude a la opción contraria.

En lo que respecta a la tercera parte del instrumento que considera a los servicios culturales, el 69% de los entrevistados apunta que los pobladores de los lugares aledaños al río tienen conocimientos acerca del uso de plantas medicinales que crecen en las horillas. Análogamente, el 66% reconoce que el río es zona de festejos patronales en torno a los periodos de sequía y lluvia, en oposición al 33% faltante. Por último, el 80% del personal advierte que el río Atoyac NO proporciona un escenario de satisfacción individual debido a las áreas de recreación forestal.

Así mismo, la sección final, clasifica al río Atoyac según la capacidad de éste para proveer algún tipo de servicio previamente evaluado. Se vislumbra que el 27.8% de los encuestados conciben que el río tiene una capacidad nula en el abastecimiento de servicios; el 44.4% coincide con la categoría bajo; el 16.7% lo categoriza con una capacidad media y el 11.1% restante coinciden con la opción de alto.

8.5.4 Estimación de la categorización del río Atoyac mediante Modelo de Regresión Logística Multinomial

La regresión logística multinomial es una extensión de la regresión logística ya que admite variables dependientes polinómicas (con más de dos categorías), de tal que, éste tipo de modelos, se emplean en la predicción de la probabilidad de pertenencia a una cierta categoría contenida en la variable dependiente en función de un conjunto de variables independientes. Tal precedente facilitó la modelación de la probabilidad de clasificación del río Atoyac según la capacidad de éste para proveer algún tipo de servicio ecosistémico.

Así pues, la variable dependiente se describió por cuatro posibles resultados: capacidad nula, baja, media y alta. Sobre la misma línea, se advierte que, para la estimación de los parámetros en una regresión logística multinomial, es necesario fijar una categoría de referencia con la cual se establecen comparaciones entre el resto de las categorías de la variable dependiente, por tanto, el modelo puede resumirse de la siguiente manera:

$$\log \left(\frac{P_j}{P_k} \right) = \alpha_j + \sum_{i=1}^I \beta_{ji} X_{ji}, j = 1, \dots, k - 1 \quad (6)$$

Lo anterior al considerar que la variable respuesta cualitativa tiene k categorías, siendo k la categoría de referencia. El modelo tiene $k - 1$ ecuaciones con sus propios parámetros (β), los cuales representan el efecto de la variable independiente (x) sobre la probabilidad de la categoría (P).

Este trabajo considera la capacidad de provisión alta como la categoría de referencia, sobre la cual se estiman las probabilidades para el resto de las categorías: capacidad de provisión nula, baja y media, mismas que estarán en función de la percepción de los servicios hidrológicos de abastecimiento, regulación y culturales, como variables cualitativas, cuyos coeficientes de regresión se estimaron por máxima verosimilitud. La bondad de ajuste del modelo se evaluó mediante el estadístico de chi cuadrado.

8.5.4.1 Estimación de resultados

El análisis destaca la importancia de los predictores y significancia de las variables independientes ($p < 0.05$), de manera similar, la bondad de ajuste admite la

afirmación de que el modelo predice significativamente las probabilidades de pertinencia ($p > 0.05$). El R^2 develó la eficiencia en la predicción respecto a la probabilidad para cada una de las categorías (74. 20 %).

Así pues, el modelo permitió estimar la probabilidad de que un habitante aledaño al río lo clasifique según la capacidad de éste para proveer algún tipo de servicio previamente evaluado, como se destaca a continuación:

$$Z_{Nulo} = 18.46 - 15.19(\text{Serv. Abastecimiento}) - 20.67(\text{Serv. Culturales}) - 4.87(\text{Serv. Regulción})$$

$$Z_{Baja} = 15.35 - 26.61(\text{Serv. Abastecimiento}) - 2.08(\text{Serv. Culturales}) - 0.19(\text{Serv. Regulción})$$

$$Z_{medio} = 14.83 - 1.37(\text{Serv. Abastecimiento}) - 1.38(\text{Serv. Culturales}) - 1.45(\text{Serv. Regulción})$$

Donde Z_{in} corresponde al valor de la variable dependiente en la clase n para el caso i . Posteriormente, se obtuvieron las probabilidades de categorización atendiendo a los valores Z para cada una de las categorías (capacidad del río para proveer algún tipo de servicio) mediante la construcción de la siguiente ecuación derivada de [7]:

$$\Pi_{in} = \frac{e^{Z_{in}}}{1 + e^{Z_{i1}} + e^{Z_{i2}} + e^{Z_{i3}} + \dots + e^{Z_{ik-1}}} \quad (7)$$

Del modelo anterior se estima que existe un 27.08% de probabilidades de que los habitantes consideren como nula la capacidad del río para proveer algún tipo de servicio; la selección de la categoría baja queda descrita por una probabilidad del 18.84%; en tanto que, la probabilidad de ubicar al río con capacidad media, es de 46.54%; finalmente, el 7.52% describe la probabilidad de posicionar al río con capacidad alta.

Estos resultados demuestran la estrecha relación entre lo pronosticado y la percepción de los usuarios directos o indirectos del recurso agua, dado que, pese a la creciente contaminación, destaca la categoría media dentro de las preferencias, lo anterior bajo el supuesto de que, los servicios directos, gratuitos y de bajo costo provenientes de los recursos naturales, resultan primordiales en actividades de producción y el proceso de alimentos, principalmente en comunidades rurales (Higgins *et al.*, 2019). La ubicación en categorías menores podría explicarse por

estudios como el de Suárez Sánchez *et al.*, (2010) quienes señala que la calidad del agua a lo largo del río Atoyac disminuye en dirección sur con índices que muestran al recurso hídrico como inadecuado para sus diversos usos.

Ahora bien, respecto a la importancia de los predictores en cada categoría, para el caso de la clasificación de la capacidad del río como nula, se apremia la percepción de los servicios de regulación, de tal que, a medida que su valoración aumenta, los habitantes tienen 0.007 veces más de probabilidad de ubicar al río en dicha categoría. En el caso de la clase bajo, aumentos en la percepción de los servicios culturales y de regulación generan 0.12 y 1.20 veces más probabilidades de posicionar al río dentro de tal clase, respectivamente. Por último, para la categorización del río con una capacidad media, nuevamente destacan los servicios culturales y de regulación, los primeros otorgan un factor de 0.25 más probabilidades de enfrascar al ecosistema dentro de esta clase, en tanto que los segundos proporcionar un factor de 0.23.

El inminente papel de los servicios culturales como predictor se relaciona con la percepción directa, estudios similares puntualizan que uno de los motivos ambientales más importantes en la valoración es el paisaje, con apreciación de flora y fauna como razón principal. No obstante, es de resaltar la mínima aportación del factor para este predictor, misma que podría deberse a la pérdida del mantenimiento de los sistemas locales e indígenas, cuyas prácticas y conocimiento resultan beneficiosas para la biodiversidad y la diversidad cultural (Bridgewater *et al.*, 2007).

Del mismo modo, los servicios de regulación destacan como factor de predicción frente a servicios de abastecimiento. Sobre ello, existen estudios que han puesto de manifiesto los conflictos de intereses suscitados entre los usuarios que gozan de los servicios de abastecimiento frente a la apremiante conservación de los servicios de regulación y culturales (Tallis *et al.*, 2009). De igual forma, se reconoce que los servicios de regulación hidrológicos están limitados por las actividades antropogénicas, así como la capacidad de los ecosistemas para depurar la constante entrada de contaminantes (Corredor *et al.*, 2012).

Finalmente, se acentúan los resultados de la estimación, principalmente se alude a la probabilidad del 46.54% de que los pobladores aledaños ubiquen al río con capacidad media de suministrar algún tipo de servicio. Así mismo, se repara en la importancia de la validación estadística de instrumentos que pretendan medir la complejidad de los sistemas socioecológicos a fin de garantizar la confiabilidad del resultado. De igual forma, se demuestra la utilidad de los modelos de regresión logística multinomial en la predicción de probabilidades que categoricen variables latentes, como es el caso de los servicios ecosistémicos.

8.6 Salud y clasificación del río

El quinto y último objetivo específico engloba la descripción de la zona de estudio según el nivel de ecoexergía y capacidad de amortiguamiento, como indicadores de estado, y el valor de los servicios ecosistémicos en contexto de la dinámica y las interacciones humanas. Lo anterior bajo la conjetura de estudios recientes que puntualizan a los ecosistemas en pos de los resultados útiles que generan (Pulselli *et al.*, 2011).

En este trabajo se alude a la visión del ecosistema como un sistema con flujos de energía y materia, y cuya configuración específica define su estado, así como los productos obtenidos de su funcionamiento, a la par, tales productos adquieren un valor para la sociedad humana.

Lo anterior permitió hacer uso del compendio entrada-estado-salida para sistemas (Pulselli *et al.*, 2011), con la variante de colocar al ecosistema estudiado únicamente en alusión a dos indicadores (ecoexergía que describe el estado actual del ecosistema y servicios ecosistémicos que evalúan el producto recibido), ello facilita la comprensión de la tendencia en la salud del sistema. Es decir, con el análisis de ecoexergía, es posible conocer si los flujos de energía de entrada se emplean en pos de una configuración saludable que busca mantener el estado de no equilibrio por medio de mantenimiento y aumento de diversidad, lo cual garantiza la capacidad de trabajo (Fath *et al.*, 2004).

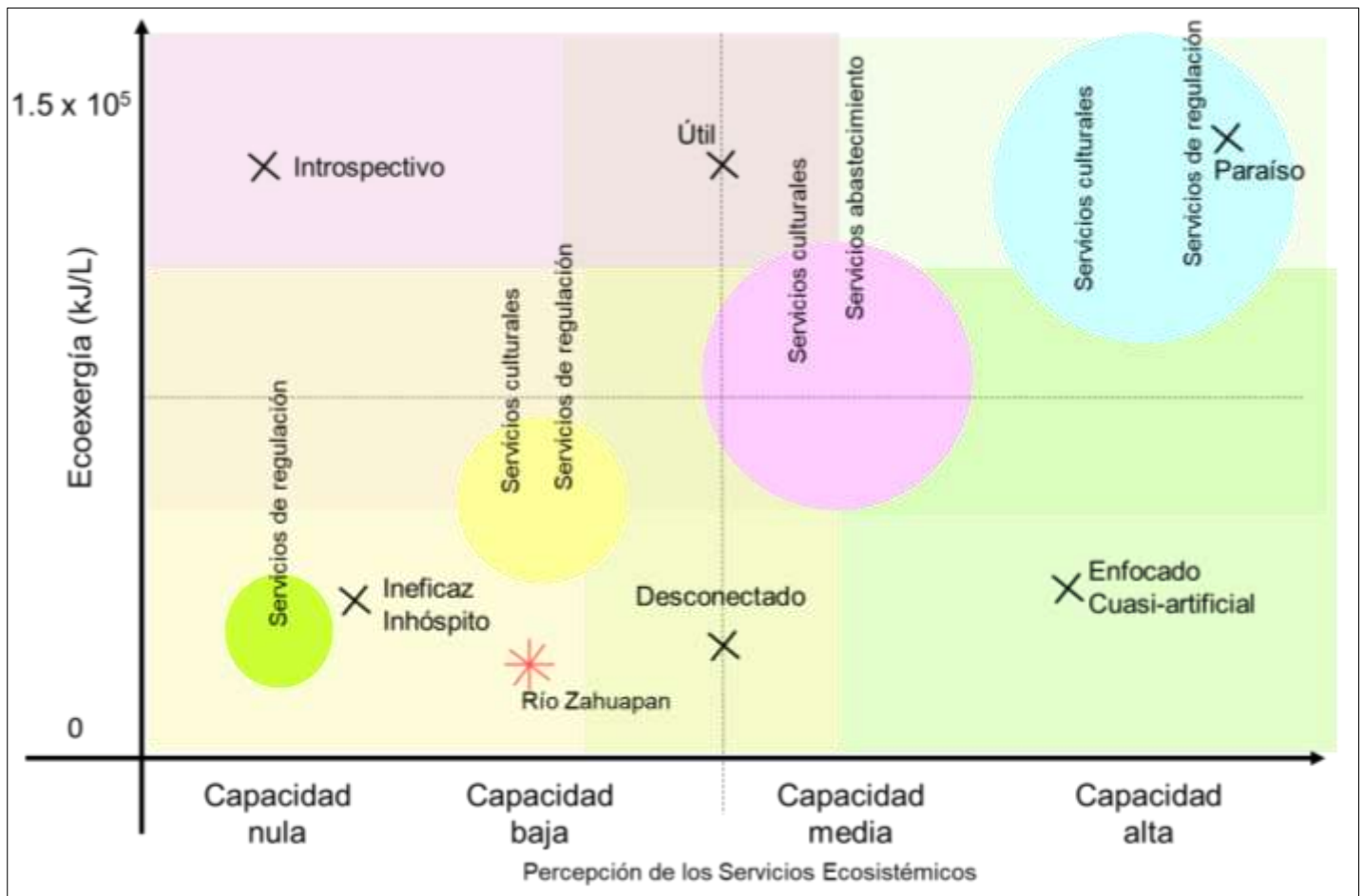


Figura 15. Categorización de los ecosistemas en un contexto socioecológico y termodinámico a partir de un diagrama de dos ejes. El nivel de ecoexergía que puede producir un río por un periodo de 20 días (tiempo que abarca el monitoreo poblacional), se representa sobre el eje de las Y; en tanto que, la percepción de los servicios ecosistémicos, se grafican en el eje de las X. Según el valor del servicio ecosistémico y de ecoexergía, se observan 6 clases: introspectivo, útil, paraíso, enfocado/ cuasi-artificial, desconectado e ineficaz/ inhospito. Adaptado de “Thermodynamics-based categorization of ecosystems in a socio-ecological context” de Coscieme *et al.*, 2013 y “Ecosystem services, sustainability and thermodynamic indicators” de Jørgensen, 2010.

Jørgensen (2010) propuso una clasificación de los ecosistemas en cinco categorías, según la capacidad de estos para brindar servicios ecosistémicos en conjunto con el nivel de ecoexergía: lagos y ríos, zonas costeras, humedales, estuarios, ecosistemas de mar abierto, pastizales, bosques y tierras de cultivo. Paralelamente, Coscieme *et al.*, (2013) incluyen el concepto de emergía, lo que suscita la

clasificación del ecosistema en atención a tres ejes: energía, ecoenergía y servicios ecosistémicos.

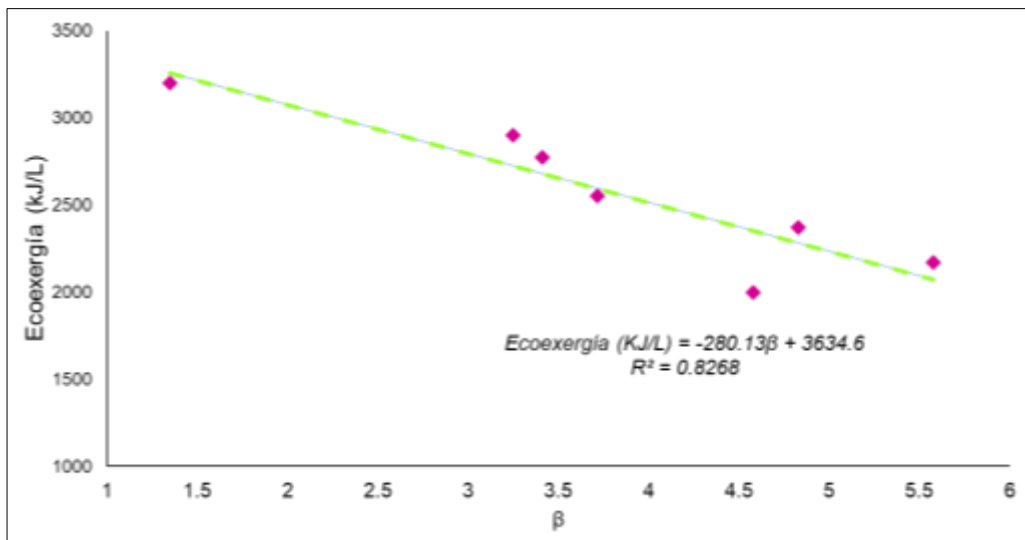


Figura 16. Relación entre ecoenergía y capacidad de amortiguamiento para el río Atoyac.

En este contexto, ambos indicadores pueden ser representados en un plano cartesiano, con la ecoenergía en el eje de las ordenadas, en tanto que, la percepción de los servicios ecosistémicos, corresponde al eje de las abscisas, como se aprecia en la *Figura 15*, de tal que se puede visualizar el potencial de traducción de un ecosistema desde autorregulación, construcción de diversidad, resiliencia (capacidad de amortiguamiento) hasta la generación de productos (servicios). Por tanto, el río Atoyac puede también categorizarse a partir de tales consideraciones: los estados de percepción de alto o de bajo valor de los servicios y su relación con ecoenergía (Bastianoni *et al.*, 2006). Valores más altos de servicios ecosistémicos tienen una relación directa con valores elevados de ecoenergía. Nuevamente, en la *Figura 15*, se observa la posición del río según su capacidad de provisión de servicios (baja), con énfasis en los servicios culturales y de regulación (como se estableció en el análisis de regresión logística multinomial), y el promedio en el nivel de ecoenergía para todos los tratamientos (2300 KJ/L), ello le confiere una categoría caracterizada por una baja calidad en los servicios otorgados derivado de un bajo contenido de información y organización estructural con mínimos aportes de

energía. Tales ecosistemas son denominados como ineficaces e inhóspitos (Coscieme *et al.*, 2013).

Esta clasificación es compatible con los resultados obtenidos por biomonitoreo de la dinámica poblacional de *D. magna*, como organismo modelo, acentuando cambios fisiológicos y/o de comportamiento que garantizaron la prevalencia de los daphnidos ante condiciones de estrés, impuestas por los parámetros abióticos que describen al río Atoyac (Apablaza y Palma, 2006). Todo ello repercute en el principio de asignación energética, puesto que la población prioriza la energía metabólica en pos de la supervivencia, lo que deja de lado el óptimo crecimiento y reproducción (Soetaert *et al.*, 2007), sinónimo de estructura y organización, del mismo modo, disminuye también los niveles de ecoexergía y aminora el trabajo útil para mantenimiento y autorregulación del ecosistema (Skene, 2017).

Análogamente, esta categorización se sostiene también en lo descrito por la capacidad de amortiguamiento. La *Figura 16* resume el comportamiento de este indicador a través de una regresión lineal, el valor de ecoexergía, en relación con la capacidad de amortiguamiento, refleja el impacto del exceso de contaminantes ricos en nutrientes que aumenta la exergía por incremento de biomasa, posteriormente decae a consecuencia de incapacidad para utilizar el exceso de recursos.

Así pues, el coeficiente que acompaña a β , -280.13 KJ/L, denota que, por cada unidad adicional en la capacidad de amortiguamiento, se espera que la ecoexergía disminuya un promedio de 280.13 KJ/L, esto a sinónimo de lo descrito previamente, dado que, cuando un ecosistema se ve sometido a ciertas perturbaciones, difícilmente retoma su estado inicial; no obstante, intentará siempre mantener sus funciones. La tendencia en la *Figura 16* muestra que el sistema inicia con un nivel estable de exergía, para un valor menor de β , de tal que, conforme dicho valor aumenta (a consecuencia de los intentos del sistema por mantener a flote el mantenimiento y regulación), la ecoexergía se ve disminuida por alteraciones en la dinámica poblacional y el principio de asignación energética, ello merma la producción de biomasa, como importante almacén de información genética que determina la organización de la materia viva (Golberg, 2015).

A la postre, por medio de estos tres indicadores y su relación entre ellos, se describió al río Atoyac con un nivel exergético bajo para un ecosistema de agua dulce (Jørgensen, 2010), al igual que la capacidad de amortiguamiento, lo que le confiere un probable estado eutrófico y lo clasifica como ineficaz e inhóspito (Coscieme *et al.*, 2013).

IX. CONCLUSIONES

1. La elaboración de un modelo matemático a partir del análisis de la dinámica poblacional de *Daphnia magna* basado en ecoexergía, posibilitó la evaluación del impacto de factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac ante radiación UV-B sobre la salud de este ecosistema. Ello confirmó el deterioro en la salud del río, con síntomas como la pérdida de los servicios ecosistémicos y niveles bajos de ecoexergía.
2. La evaluación de factores abióticos del río Atoyac para verano e invierno permitió conocer la precaria calidad del agua de dicho ecosistema, lo que respalda la condición eutrófica y da como resultado un ambiente en exceso competitivo para la posible existencia de la diversidad biológica.
3. El ensayo ecotoxicológico crónico, con *D. magna* como organismo modelo, advirtió del impacto de los factores abióticos del río Atoyac en presencia de radiación UV-B sobre la supervivencia y capacidad reproductiva, lo que exacerba el estrés nutricional de los daphnidos. Tal conjetura fue corroborada por el decremento en la actividad enzimática de quitinasa, como biomarcador que dilucidó los cambios fisiológicos y de comportamiento de la población.
4. La tendencia en la capacidad de amortiguamiento reveló los intentos de la población por minimizar los impactos de ambos estresores. Lo anterior se refrendó por la tendencia oscilante de ecoexergía que, bajo el principio de Le Chatellier para ecosistemas, resalta el coste energético en el mantenimiento y crecimiento de la información a partir de la materia viva.

5. Los indicadores de estado, ecoenergía y capacidad de amortiguamiento, en conjunción con el valor de los servicios ecosistémicos, facilitaron la descripción del río Atoyac dentro de la teoría termodinámica de los ecosistemas, clasificándolo como ineficaz e inhóspito, dado el probable estado trófico.

6. Por último, se reconoció como verdadera la hipótesis de este trabajo al corroborar que, factores abióticos presentes en el agua del río Atoyac, en presencia de radiación UV-B, actuaron como estresores fisicoquímicos que originaron cambios estructurales, funcionales y biológicos en el modelo ecotoxicológico *D. magna*. Esto disminuyó los niveles de ecoenergía en homología a alteraciones en la salud de este ecosistema acuático. Este estudio deberá considerarse como un preanálisis que permitirá dirigir futuras investigaciones en un contexto socioecológico.

X. LITERATURA CITADA

- Akbar, S. Gu, L., Sun, Y., Zhou, Q., Zhang, L., Lyu, K., Huang, Y., Yang, Z. (2020). Changes in the life history traits of *Daphnia magna* are associated with the gut microbiota composition shaped by diet and antibiotics. *Science of the Total Environment*, 705 (2020), 2-11.
- Alberti Manzanares, P. (2004). Género, ritual y desarrollo sostenido en comunidades rurales de Tlaxcala. Colegio de Postgraduados, CONACYT, Instituto Estatal de la Mujer de Tlaxcala y Plaza y Valdés
- Albizzi, A., Diodato, S., González, G. (2021). El uso de bioensayos crónicos en *Daphnia magna* para la evaluación ambiental de un arroyo urbano en Tierra del Fuego (Argentina). *Ecología Austral*, 31, 277-288.
- Álvarez H. C., Velásquez, A. H. (2013). Exergía en sistemas biológicos: Aproximación holística para el estudio de ecosistemas y el manejo ambiental. *Producción + Limpia*, 8(2), 106-127.
- Andrade, H. J., Segura, M.A., Sierra, E. R. (2017). Percepción local de los servicios ecosistémicos ofertados en fincas agropecuarias de la zona seca del norte del Tolima, Colombia. *Revista.luna.azúl.*, 2017(45), 42-58. (ya ESTA EN TEXTO)
- Arukwe, A., Goksøyr, A. (2003). Eggshell and egg yolk proteins in fish: hepatic proteins for the next generation: oogenetic, population, and evolutionary implications of endocrine disruption. *Comp Hepatol*, 2(1), 4.
- Ayuntamiento de Xaltocan. (2020). Plan de Desarrollo Municipal 2017-2021. Diario Oficial No. 39 Primera Sección, Septiembre 23 del 2020.
- Bao, K., Liu, J., Meng, B., Sun, B. (2019). The Effects of Hydrological Conditions on Eco-Exergy of Food Webs in Momoge National Nature Reserve, China. *Wetlands*, 39, 601–617.
- Banerjee, A., Chakrabarty, M., Rakshit, N., Bhowmick, A. R., Ray, S. (2018). Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentration and zooplankton abundance: Deep learning versus traditional regression approach. *Ecological Indicators*, 100, 99-117.
- Bastianoni, S., Pulselli, F.M., Rustici, M., 2006. Exergy versus emergy flow in ecosystems: is there an order in maximizations. *Ecological Indicators*, 6, 58–62.
- Bonett, D. G., Wright, T. A. (2014). Cronbach's alpha reliability: Interval estimation, hypothesis testing, and sample size planning. *Journal of Organizational Behavior*, 36(1), 3–15.
- Bornette, G., Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquat Sci*, 2011(73), 1–14.
- Bridgewater, P., Arico, S., Scott, J. (2007). Biological diversity and cultural diversity: The heritage of nature and culture through the looking glass of multilateral agreements. *International Journal of Heritage Studies*, 13, 405-419.
- Bujang, M.A., Omar, E.D., Baharum, N.A. (2018 Clinical Research Centre, Serdang Hospital, Ministry of Health, Selangor, Malaysia; National Clinical Research Centre, Ministry of Health, Kuala Lumpur, Malaysia. A Review on Sample Size Determination for Cronbach's Alpha Test: A Simple Guide for Researchers. *MJMS*, 25, 85–99.
- Canning, A.D., Death, R.G. (2019). Ecosystem Health Indicators—Freshwater Environments. *Earth Systems and Environmental Sciences*, 1(2), 46-60.
- Cano, D., & Haller, A. (2018). Los servicios ecosistémicos hidrológicos: entre la urbanización y el cambio climático. Percepción campesina y experta en la subcuenca del río Shullcas, Perú. *Espacio Y Desarrollo*, (31), 7-32.
- Castilho-Noll, M. S. M., Arcifa, M. S. (2007). Length-weight relationships for zooplanktonic species of a tropical Brazilian lake: Lake Monte Alegre. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19 (1), 93-100
- CCME (2007). Canadian water quality guidelines for freshwater aquatic life: summary table. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada, 9 pp.
- Comisión Nacional del Agua. (2018). Actualización de la disponibilidad de media anual de agua en el acuífero Alto Atoyac (2901), Estado de Tlaxcala. Diario Oficial de la Federación, 4 de enero de 2018.
- Connelly, S.J., Walling, K., Wilbert, S.A., Catlin, D.M., Monaghan, C.E., Hlynchuk, S. (2015). UV-Stressed *Daphnia pulex* Increase Fitness through Uptake of Vitamin D3. *PloS one*, 10, 1–16.
- Corredor Camargo, E. S., Fonseca Carreño, J. A., Páez Barón, E. M. (2012). Los servicios ecosistémicos de regulación: tendencias e impacto en el bienestar humano. *Revista De Investigación Agraria Y Ambiental*, 3(1), 77-83.

- Coscieme, L., Pulselli, F.M., Jørgensen, S.E., Bastianoni, S., Marchettini, N. (2013). Thermodynamics-based categorization of ecosystems in a socio-ecological context. *Ecological Modelling*, 258 (2013), 1–8.
- CUERPOS RECEPTORES.- MUESTREO. NORMA MEXICANA NMX-AA-14-1980. Diario Oficial de la Federación, 6 de Noviembre de 1992.
- Chuenpagdee, R., Fraga, J., Euán-Avila, J. (2002). Community Perspectives Toward a Marine Reserve: A Case Study of San Felipe, Yucatán, México. *Coastal Management*, 30, 183–191.
- Davies, P.E., Harris, J.H., Hillman, T.J., Walker, K.F. (2010). The Sustainable Rivers Audit: assessing river ecosystem health in the Murray-Darling Basin, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 61, 764–777.
- Desquilbet, L., Mariotti, F. (2010). Dose-response analyses using restricted cubic spline functions in public health research. *Statistics in Medicine*, 29, 1037-1057
- DETERMINACIÓN DE DUREZA TOTAL EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS-METODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-072-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación ,13 de agosto de 2001.
- DETERMINACIÓN DE FÓSFORO TOTAL EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS – MÉTODO DE PRUEBA. Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación, 6 de abril de 2001.
- DETERMINACIÓN DE LA TEMPERATURA EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-007-SCFI-2000. Diario Oficial de la Federación, 23 de enero del 2014.
- DETERMINACIÓN DE METALES POR ABSORCIÓN ATÓMICA EN AGUAS NATURALES, POTABLES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-051-SCFI-2016. Diario Oficial de la Federación, 7 de diciembre de 2016.
- DETERMINACIÓN DE NITRATOS EN AGUAS NATURALES, POTABLES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-079-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación, 13 de agosto de 2001.
- DETERMINACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-012-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación, 12 de julio de 2010.
- Dincer, I., Rosen, M.A. (2005). Thermodynamic aspects of renewables and sustainable development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 9 (2005), 169–189.
- Dewulf, J., Van langenhove, H., Muys, B., Bruers, S., Bakshi, B.R., Grubb, G.F., Paulus, D.M., Sciubba, E. (2007). Exergy: Its Potential and Limitations in Environmental Science and Technology. *Environmental Science & Technology*, 42(7), 2221-2232.
- Dom, N., Vergauwen, L., Vandenbrouck, T., Jansen, M., Blust, R., Knape, D. (2011). Physiological and Molecular Effect Assessment versus Physico-Chemistry Based Mode of Action Schemes: Daphnia magna Exposed to Narcotics and Polar Narcotics. *Environ. Sci. Technol*, 46, 10–18.
- Druga, B., Turko, P., Spaak, P., Pomati, F. (2016). Cyanobacteria Affect Fitness and Genetic Structure of Experimental Daphnia Populations. *Environ. Sci. Technol*, 50, 3416–3424.
- Dumont, H. J., Van de Velde, I., Dumont, S. (1975). The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19(1), 75–97.
- Dwivedi, A., Nayeem, T., Murshed, F. (2018). Brand experience and consumers' willingness-to-pay (WTP) a price premium: Mediating role of brand credibility and perceived uniqueness. *Journal of Retailing and Consumer Services*, 44, 100–107.
- Elsawah, S., Piercec, S.A., Hamilton, S.H., Deldene, H., Haase, D., Elmahdi, A., Jakeman, A.J. (2017). An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. *Environmental Modelling & Software*, 93, 127-145.
- Enger, E.D. y Smith, B. (2001). *Environmental Science*. México: McGraw-Hill Interamericana.
- EVALUACION DE TOXICIDAD AGUDA CON Daphnia magna, Straus (Crustacea-Cladocera)-METODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-087-SCFI-2017. Diario Oficial de la Federación ,11 de abril de 2018.
- Fath, B. D., Jørgensen, S. E., Patten, B. C., Straškraba, M. (2004). Ecosystem growth and development. *Biosystems*, 77(1-3), 213–228.

- Fernández, C. E., Rejas, D. (2017). Effects of UVB radiation on grazing of two cladocerans from high-altitude Andean lakes. *PloS one*, 12(4), e0174334.
- Flores, M.C., Del Angel, E., Frías, M.D., Gómez, L.A. (2018). Evaluación de parámetros fisicoquímicos y metales pesados en agua y sedimento superficial de la Laguna de las Ilusiones, Tabasco, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(2), 39-57.
- Frost, P.C., Ebert, D., Larson, J.H., Marcus, M.A., Wagner, N.D., Zalewski, A. (2010). Transgenerational effects of poor elemental food quality on *Daphnia magna*. *Oecologia*, (2010) 162, 865–872.
- García-Nieto, E., Carrizales-Yañez, L., Juárez-Santacruz, L., García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., Briones-Corona, E., Vázquez-Cuecuecha, O., G. (2011). Plomo y arsénico en la subcuenca del Alto Atoyac en Tlaxcala, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(1), 7-17.
- García, R. (2006). Sistemas complejos Conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria. Barcelona, España: Editorial Gedisa, S.A.
- García, V. S. A. (2020). Efecto de dialil trisulfuro sobre alteraciones del desarrollo poblacional y expresión genética inducidas por UVB en *Daphnia magna* [Tesis de licenciatura no publicada]. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Giraudo, M., Colson, T.-L. L., Pilote, M., Gagnon, C., Gagnon, P., Houde, M. (2019). A major release of urban untreated wastewaters in the St. Lawrence River (Quebec, Canada) altered growth, reproduction, and redox status in experimentally exposed *Daphnia magna*. *Ecotoxicology*, 28(7), 843–851.
- Giraudo, M., Douville, M., Cottin, G., Houde, M. (2017). Transcriptomic, cellular and life-history responses of *Daphnia magna* chronically exposed to benzotriazoles: Endocrine-disrupting potential and molting effects. *PLOS ONE*, 12(2), e0171763.
- Golberg, A. (2015). Environmental exergonomics for sustainable design and analysis of energy systems. *Energy*, 88, 314–321.
- González, J. A. (2009). El control del agua en la cuenca de los ríos Atoyac y Atoyac por el estado mexicano posrevolucionario. *Anduli*, 8 (2009), 169-190.
- González, J. A. (2015). El Manejo del Agua y Algunos Elementos de la Agricultura en Tlaxcala. *Perspectivas Latinoamericanas*, 10 (2013), 69-82.
- Grad, G., Williamson, C. E. (2001). Zooplankton survival and reproduction responses to damaging UV radiation: A test of reciprocity and photoenzymatic repair. *Limnol. Oceanogr.*, 46(3), 584–591.
- Guerra, F. y González, J. (2002). Caracterización morfológica de la cuenca de la Quebrada La Bermeja, San Cristóbal, Estado Táchira, Venezuela. *Geoenseñanza*, 37, 88-108.
- Häder, D.P., Williamson, C.E., Wangberg, S.A., Rautio, M., Rose, K.C., Gao, K. (2015). Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with other environmental factors. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 14(1), 108–26.
- Hansson, L. A., Hylander, S. (2009). Effects of ultraviolet radiation on pigmentation, photoenzymatic repair, behavior, and community ecology of zooplankton. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 8(9), 1266-1275.
- Hanson, M. L., Lagadic, L. (2005). Chitobiase activity as an indicator of aquatic ecosystem health. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8(4), 441–450.
- Hassan, D. Isaac, G., Taylor, P., Michelson, D. (2022). Optimizing Radar-Based Rainfall Estimation Using Machine Learning Models. *Remote Sens*, 14(20).
- Heckmann, L.H., Callaghan, A., Hooper, H.L., Connon, R., Hutchinson, T.H., Maund, S.J., Sibly, R.M. (2007). Chronic toxicity of ibuprofen to *Daphnia magna*: Effects on life history traits and population dynamics. *Toxicology Letters*, 172(3), 137–145.
- Hernández García, M. G. (2019). Local organizations facing socio-environmental risk in the Alto Atoyac Basin, Tlaxcala-Puebla, 74, 185-227.
- Higgins, S. L., Thomas, F., Goldsmith, B., Brooks, S. J., Hassall, C., Harlow, J., White, P. (2019). Urban freshwaters, biodiversity, and human health and well-being: Setting an interdisciplinary research agenda. *WIREs Water*, 6(2).
- Hooper, H. L., Connon, R., Callaghan, A., Maund, S. J., Liess, M., Duquesne, S., Sibly, R. M. (2006). The use of image analysis to estimate population growth rate in *Daphnia magna*. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 828–834.
- Huebner, J. D., Young, D. L.W., Loadman, N.L., Lentz, V. J., Wiegand, M. D. (2006). Age-Dependent Survival, Reproduction and Photorepair Activity in *Daphnia magna* (Straw, 1820) After Exposure to Artificial Ultraviolet Radiation. *Photochemistry and Photobiology*, 82, 1656-1 661.

- Iniesta-Arandia, I., M. García-Llorente, P. Aguilera, C. Montes y B. Martín-López (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services: uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecological Economics*, 108, 36-48.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (17 de abril de 2022). Inventario Nacional de Viviendas. <https://www.inegi.org.mx/app/mapa/inv/>.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2017). Anuario estadístico y geográfico de Tlaxcala 2017. México: INEGI.
- Jadhav, S.D., Jadhav, M.S., Jawale, R.W. (2013). Physico-Chemical and Bacteriological analysis of Indrayani River Water at Alandi, Pune District (Maharashtra) India. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 4(11), 1940-1948.
- Jaksic, F.M. (1997). Ecología, ecologistas y ciencias ambientales. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 177-180.
- Jørgensen, S. E. (2006). Application of holistic thermodynamic indicators. *Ecological Indicators*, 6 (2006) 24–29.
- Jørgensen, S. E. (1995). The application of ecological indicators to assess the ecological condition of a lake. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 1995(1), 177-182.
- Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (2004). Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecological Complexity* 1, 2004, 267-280.
- Jørgensen, S, Norsnielsen, S. (2007). Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. *Energy*, 32(5), 673–685.
- Kim, J., Kim, S., Wook An, K., Young Choi, C., Lee, S., Cho, K. (2010). Molecular cloning of *Daphnia magna* catalase and its biomarker potential against oxidative stresses. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C 152 (2010), 263–269.
- Kim, J., Lee, M., Oh, S.R., Ku, J., & Kim, K., Choi, K. (2009). Acclimation to ultraviolet irradiation affects UV-B sensitivity of *Daphnia magna* to several environmental toxicants. *Chemosphere*, 77, 1600-8.
- Knobon, W. J. M., Freer, J. E., Woods, R. A. (2019). Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(10), 4323–4331.
- Liu, Z., Yu, P., Cai, M., Wu, D., Zhang, M., Huang, Y., Zhao, Y. (2019). Polystyrene nanoplastic exposure induces immobilization, reproduction, and stress defense in the freshwater cladoceran *Daphnia pulex*. *Chemosphere*, 215, 74-81.
- Lyu K, Zhu X, Wang Q, Chen Y, Yang Z. (2013). Copper/zinc superoxide dismutase from the Cladoceran *Daphnia magna*: molecular cloning and expression in response to different acute environmental stressors. *Environ Sci Technol*, 47(15), 8887-8893.
- McKenzie, R., Smale, D., & Kotkamp, M. (2004). Relationship between UVB and erythemally weighted radiation. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 3(3), 252-256.
- MEDICIÓN DEL pH EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS. - MÉTODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-008-SCFI-2016. Diario Oficial de la Federación, 4 de octubre de 2016.
- MEDICIÓN DE NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-026-SCFI-2010. Diario Oficial de la Federación, 3 de marzo de 2011.
- MEDICIÓN DE SÓLIDOS Y SALES DISUELTAS EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS – MÉTODO DE PRUEBA. NORMA MEXICANA NMX-AA-034-SCFI-2015. Diario Oficial de la Federación, 11 de febrero de 2016.
- Mena, M.I., Bustamante, G. A., Vargas, L. S., Olvera, H. J., Méndez, E. J. (2017). Evaluación de la condición ecológica del río Atoyac. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(1), 7-19.
- Mittmann, B., Ungerer, P., Klann, M., Stollewerk, A., Wolff, C. (2014). Development and staging of the water flea *Daphnia magna* (Straus, 1820; Cladocera, Daphniidae) based on morphological landmarks. *EvoDevo*, 5(12), 2-19.
- Moreno, J.J.M., Aguarón, J.J., Escobar, U.M.T. (2001). Metodología científica en valoración y selección ambiental. *Pesquisa Operacional*, 21(1), 1-16.
- Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Nería, M., Jiménez, J. (2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Atoyac, Tlaxcala. México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5 (5), 59-74.

- Muñoz-Nava, H., Suárez-Sánchez, J., Vera-Reyes, A., Baumann, J., Carreón-Coca, M., Montealegre-Muñoz, R. (2013). Relación entre el nitrógeno y las microcuencas del río Atoyac, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(4), 47-61.
- Muñoz-Nava, H., Suárez-Sánchez, J., Vera-Reyes, A., Orozco-Flores, S., Battle-Sales, J., Ortiz-Zamora, A., Mendiola-Argüelles, J. (2012). Demanda bioquímica de oxígeno y población en la subcuenca del río Atoyac, Tlaxcala, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 28(1), 27-38.
- Nevesa, M., Castroa, B.B., Vidala, T.T., Marques, J.C., Coutinho, J.A.P., Goncalves, F., Goncalves, A.M.M. (2015). Biochemical and populational responses of an aquatic bioindicator species, *Daphnia longispina*, to a commercial formulation of a herbicide (Primextra® Gold TZ) and its active ingredient (S-metolachlor). *Ecol Indic.*, 53, 220–230.
- Nielsen, S.N., Müller, F., Marques, J.C., Bastianoni, S., Jørgensen, S.E. (2020). Thermodynamics in Ecology—An Introductory Review. *Entropy*, 22(8), 820-874.
- Oexle, S., Jansen, M., Pauwels, K., Sommaruga, R., De Meester, L., Stoks, R. (2016). Rapid evolution of antioxidant defence in a natural population of *Daphnia magna*. *Journal of Evolutionary Biology*, 29(7), 1328–1337.
- Otero, P. A., Muñoz, P. M., Medina, R.V., Cruz, C. P. (2013). Efecto del alimento sobre variables productivas de dos especies de Cladóceros bajo condiciones de laboratorio. *Revista MVZ Córdoba*, 18, 3642-3647.
- Oteros-Rozas, E., B. Martín-López, J. A. González, T. Plieninger, C. A. López y C. Montes (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services in a transhumance socialecological network. *Regional Environmental Change*, 14(4), 1269-1289.
- Padrón, J. (2007). Tendencias Epistemológicas de la Investigación Científica en el Siglo XXI. *Cinta de Moebio. Revista de Epistemología de Ciencias Sociales*, (28).
- Paul, A., Dziallas, C., Zwirnmann, E., Gjessing, E. T., Grossart, H.-P. (2011). UV irradiation of natural organic matter (NOM): impact on organic carbon and bacteria. *Aquatic Sciences*, 74(3), 443–454.
- Peng, J., Liu, Y., Li, T., Wu, J. (2017). Regional ecosystem health response to rural land use change: A case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 72 (2017), 399–410.
- Peng, J., Overmans, S., Duarte, C.M., Agustí, S. (2019). Increasing temperature within thermal limits compensates negative ultraviolet-B radiation effects in terrestrial and aquatic organisms. *Global Ecol Biogeogr*, 00, 1–17.
- Petrillo, J., Cano, J.S., McLeod, D.L., Coon, C.D. (2015). Using Classical Test Theory, Item Response Theory, and Rasch Measurement Theory to Evaluate Patient-Reported Outcome Measures: A Comparison of Worked Examples. *Value in Health*, 18(1), 25-34.
- Pulselli, F. M., Coscieme, L., Bastianoni, S. (2011). Ecosystem services as a counterpart of emergy flows to ecosystems. *Ecological Modelling*, 222(16), 2924–2928.
- Ramos, C. A. (2015). Los paradigmas de la investigación científica. *Av. psicol.*, 23(1), 9-17.
- Rhode, S., Pawlowski, M., Tollrian, R. (2001). The impact of ultraviolet radiation on the vertical distribution of zooplankton of the genus *Daphnia*. *Letters to nature*, 412, 69-72.
- Rosen, M.A. (2021). Exergy Analysis as a Tool for Addressing Climate Change. *EUR J SUSTAIN DEV RE*, 5(2), 2-10.
- Salgado, A. C. (2007). Investigación cualitativa: diseños, evaluación del rigor metodológico y retos. *Liberabit*, 13, 71-78.
- Sampieri, H. R., Collado, C.F., Baptista. L. M. (2014). Metodología de la investigación. México D.F., México. McGRAW-HILL.
- Sand-Jensen, K., Pedersen, N. L. (2005). Differences in temperature, organic carbon and oxygen consumption among lowland streams. *Freshwater Biology*, 50(12), 1927–1937.
- Sandoval, V. A., Hernández, R. J., Medrano, G.B., Cervantes, F.R., González, S. A. (2011). Análisis de expresión genética por PCR (polymerase chain reaction) en embriones de pez cebra (organismo blanco) para identificar efectos tóxicos por compuestos orgánicos emergentes y detección de enterobacterias: un enfoque potencial para evaluar el efecto de contaminantes en tiempos menores de las metodologías convencionales. IMTA, 2011, Año del Turismo en México.
- Sciubba, E. (2019). Exergy-based ecological indicators: From Thermo-Economics to cumulative exergy consumption to Thermo-Ecological Cost and Extended Exergy Accounting. *Energy*, 168, 462 – 476. NO LA VÍ EN TU TEXTO en el punto 3.5
- Sciubba, E., Zullo, F. (2011). Exergy-Based Population Dynamics A Thermodynamic View of the Sustainability Concept. *Journal of Industrial Ecology*, 5(2), 172-184.

- Schaeffli, B., Gupta, H. V. (2007). Do Nash values have value? *Hydrological Processes*, 21(15), 2075–2080.
- Schwarzenberger, A., Courts, C., Von Elert, E. (2009). Target gene approaches: Gene expression in *Daphnia magna* exposed to predator-borne kairomones or to microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa*. *BMC Genomics*, 10, 527.
- Sedeño Torres, E. (2015). Determinación y concentración de sólidos en el río Atoyac, Tlaxcal. [Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Tlaxcala].
- Seixasa, A., Alzugaray, M.F., Tirlonib, L., Parizi, L.F., Pintod, A.F.M., Githaka, N.W., Konnai, S., Ohashi, K., Yates III, J.R., Termignonib, C. (2017). Expression profile of Rhipicephalus microplus vitellogenin receptor during oogenesis. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 9(1), 72-81.
- Skene, K.R. (2017). Thermodynamics, ecology and evolutionary biology: A bridge over troubled water or common ground? *Acta Oecologica*, 85, 116-125.
- Sihuín-Tapia, E.Y., Gómez-Quispe, O.E., Ibañez-Quispe V. (2015). Satisfacción de usuarios hospitalizados en un hospital de Apurímac, Perú. *Rev Peru Med Exp Salud Publica*, 32(2), 299-302
- Silow, E.A., In-Hye, O. (2004). Aquatic ecosystem assessment using exergy. *Ecological Indicators*, 4 (2004) 189–198.
- Silow, A.E., Mokry, A.V., Jørgensen, S.E. (2011). Eco-exergy use for ecosystem health assessment. *International Journey of Exergy*, Conference Paper, 2011.
- Soetaert, A., Van der Ven, K., Moens, L., Vandenbrouck, T., Remortel, P., De Coen, W. (2007). *Daphnia magna* and ecotoxicogenomics: Gene expression profiles of the anti-ecdysteroidal fungicide fenarimol using energy-, molting- and life stage-related cDNA libraries. *Chemosphere* 67, 60–71.
- Soto, M. G., Ramirez, F. A. (2019). Valor de la restauración de ríos cuando se vive cerca y lejos. La Cuenca de Atoyac en Puebla, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(1), 177-206.
- Suárez Sánchez, J., Muñoz Nava, H., Orozco Flores, S., Sánchez Torres Esqueda, G., Ritter Ortiz, W., Carreón Coca, M. F., Muñoz Castañeda, M. L., Treviño Trujillo, J. M. (2008). Impacto del cambio climático global en la disponibilidad de agua en la subcuenca del Río Atoyac, Tlaxcala, México. *Avances en Recursos Hidráulicos*, (17), 25-31.
- Sulzberger, B., & Arey, J. S. (2016). Impacts of Polar Changes on the UV-induced Mineralization of Terrigenous Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 50(13), 6621–6631.
- Taipale, S. J., Brett, M. T., Hahn, M. W., Martin-Creuzburg, D., Yeung, S., Hiltunen, M., Kankaala, P. (2014). Differing *Daphnia magna* assimilation efficiencies for terrestrial, bacterial, and algal carbon and fatty acids. *Ecology*, 95(2), 563–576.
- Tallis, H., Polasky, S. (2009). Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162, 265–283.
- Tang, D., Zou, X., Liu, X., Li, P., Zhamangulova, N., Xu, X., Zhao, Y. (2015). Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: A case study of the Jiangsu coastal area. *Ecological Indicators*, 48 (2015), 107–119.
- Tokuyasu, K., Ono, H., Kitagawa, Y., Ohnishi-Kameyama, M., Hayashi, K., Mori, Y. (1999). Selective N-deacetylation of p-nitrophenyl N,N'-diacetyl- β -chitobioside and its use to differentiate the action of two types of chitinases. *Carbohydrate Research*, 316(1-4), 173–178.
- Unfried, A., Rachmatullah, A., Alexander, A., Wiebe, E. An alternative to STEBI-A: validation of the T-STEM science scale. *IJ STEM*, 9 (24).
- Valencia, L.E., Becerra, C.V., Pérez, P.M.I. (2017). *La región Puebla-Tlaxcala: a manera de territorio sociocultural sistémico*. Puebla, México. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Valencia, R. E., Bonifaz, A. J. (2018). Modelo de Regresión Logística Multinomial para medir las preferencias que tienen los clientes en el sector farmacéutico: caso Ambato, Ecuador. *Journal of Pharmacy & Pharmacognosy Research*, 6 (4), 318-325
- Vega, M. P., Pizarro, R. A. (2000). Oxidative stress and defence mechanisms of the freshwater cladoceran *Daphnia longispina* exposed to UV radiation. *J. Photochem. Photobiol. B: Biol*, 54 (2000), 121–125.
- Villabona-González, S.L., Ramírez-Restrepo, J.J., Palacio-Baena, J. A., Costa Bonecker, C. (2015). Respuesta de la biomasa zooplanctónica a los gradientes de estado trófico y precipitación de un embalse tropical. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 39(152), 374-388.
- Wang, C., Bi1, J., Fath, B. D. (2017). Effects of abiotic factors on ecosystem health of Taihu Lake, China based on eco-exergy theory. *Scientific RepoRts*, 7 (42872).

- Wang, P., Ng, Q. X., Zhang, H., Zhang, B., Ong, C. N., He, Y. (2018). Metabolite changes behind faster growth and less reproduction of *Daphnia similis* exposed to low-dose silver nanoparticles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 163, 266–273.
- Wang, Y., Branicky, R., Noë, A., Hekimi, S. (2018). Superoxide dismutases: Dual roles in controlling ROS damage and regulating ROS signaling. *Journal of Cell Biology*, 217(6), 1915-1928.
- Wolinski, L., Souza, M.S., Modenutti, B., Balseiro, E. (2020). Effect of chronic UVR exposure on zooplankton molting and growth. *Environmental Pollution*, 267(2020).
- Xu, J., Ling, H., Zhang, G., Yan, J., Deng, M., Wang, G., Xu, S. (2021). Variations in the dissolved carbon concentrations of the shallow groundwater in a desert inland river basin. *Journal of Hydrology*, 602, 126774.
- Xu, F., Yang, Z. F., Chen, B., Zhao, Y. W. (2011). Ecosystem health assessment of the plant-dominated Baiyangdian Lake based on eco-exergy. *Ecological Modelling*, 222(1), 201-209.
- Zhang, M., Yuan, X., Liu, H., Sun, K., Zhang, G., Wang, K., Zhou, L., Wang, F., Sun, J. (2019). An ecological scenario prediction model for newly created wetlands caused by coal mine subsidence in the Yanzhou, China. *Environ Geochem*.
- Zou, E., Bonvillain, R. (2004). Chitinase activity in the epidermis of the fiddler crab, *Uca pugilator*, as an in vivo screen for molt-interfering xenobiotics. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 139(4), 225–230.

XI. ANEXOS

Anexo I. Formato de instrumento

Instrumento

Valor relativo de los servicios ecosistémicos en el río Atoyac

Este formato consta de 10 enunciados que describen los potenciales beneficios proporcionados por el río Atoyac. Marque con una "X" la casilla "Sí", si Ud. considera que el beneficio descrito es recibido por Ud. y la casilla "No" si considera que no recibe tal beneficio. No hay respuestas correctas o incorrectas, las elecciones que haga deberán depender por completo de su juicio personal. Por favor, no pida a otros que completen el formato, incluso si cree que pueden tener más conocimientos.

Este formato comprende CUATRO partes que deben realizarse en orden del 1 al 4.

Gracias por su cooperación y su ayuda.

Edad	
Sexo (marque con X)	Femenino () Masculino ()
Ocupación	
Nivel de estudios	Primaria () Media () Media superior () Licenciatura ()
Lugar de residencias (indicar comunidad y región)	

Parte I

De la siguiente lista de posibles beneficios que proporcionaría el río Atoyac marque con una "X" la casilla "Sí", si Ud. considera que el beneficio descrito es recibido por Ud. y la casilla "No" si considera que no recibe ese beneficio.

Beneficio y/o servicio proporcionado por el río Atoyac	¿Identifica las siguientes contribuciones a su vida por parte del río Atoyac?	
	SI	NO
El río Atoyac provee alimentos de origen agrícola pues el agua utilizada en la agricultura de riego practicada en la zona proviene de pozos o corrientes naturales propias del río.		
El río Atoyac provee plantas medicinales como el chichicastle, la ruda silvestre, el epazote morado, el árnica, la verdolaga, el quintonil y el berro, dado que estas plantas tienden a crecer en las horillas del cauce como consecuencia de un ambiente óptimo generado por río.		
El río Atoyac provee alimentos de origen animal pues el agua utilizada en el mantenimiento del ganado en la zona proviene de pozos o corrientes naturales propias del río.		

Parte 2

Beneficio y/o servicio proporcionado por el río Atoyac	¿Identifica las siguientes contribuciones a su vida por parte del río Atoyac?	
	SI	NO
El río Atoyac regula la temperatura de forma local en los lugares que lo rodean debido a que el agua tiene cierta capacidad de reflejar los rayos del sol que llegan a la superficie terrestre, por lo que el río calma el calor, suavizando la temperatura en las orillas. Por tanto, los alrededores son siempre lugares más frescos.		
El río Atoyac controla las inundaciones en los alrededores debido a su elevada capacidad de almacenaje tanto de agua de lluvia como descargas domésticas e industriales. Por tanto, su posible desbordamiento en temporada de lluvia es casi imposible.		
El río Atoyac regula la fertilidad de los terrenos aledaños al depositar material sobre los suelos que, dependiendo de la cantidad de nutrientes y/o contaminantes transportados en el cauce, contribuirá o mermará la fertilidad del terreno.		
El río Atoyac disminuye los riesgos por incendios forestales en los lugares que lo rodean debido a la capacidad del agua para reflejar los rayos del sol que llegan a la superficie terrestre, por lo que los alrededores son más frescos y menos propensos a incendios forestales.		

Parte 3

Beneficio y/o servicio proporcionado por el río Atoyac	¿Identifica las siguientes contribuciones a su vida por parte del río Atoyac?	
	SI	NO
Los pobladores de los lugares aledaños al río Atoyac tienen conocimientos acerca del uso de plantas medicinales, las cuales crecen en las orillas del río.		
El río Atoyac es zona de festejos patronales en torno a los periodos de sequía y lluvia. En estas festividades se pide la protección de la semilla, en los meses de enero a marzo, al tiempo que se pide buena lluvia (sin tempestades, granizo o heladas) en los meses de abril a septiembre con la fiesta a la Santa Cruz, los santos, vírgenes y cristos.		
El río Atoyac proporciona un escenario de satisfacción individual debido a las áreas de recreación forestal que permiten el disfrute de la zona.		

Parte 4

En relación a sus respuestas anteriores, indique con una "X" la clasificación que le otorga al río Atoyac según la capacidad de éste para proveerle algún tipo de beneficio y/o servicio.

NULO	BAJO	MEDIO	ALTO