



The Biologist (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

BIOLOGICAL THEORY OF ECOTOXICOLOGICAL RISK FOR GROUP DAMAGE THROUGH ENVIRONMENTAL MONITOR: PART ONE

TEORÍA BIOLÓGICA DEL RIESGO ECOTOXICOLÓGICO POR DAÑO GRUPAL MEDIANTE MONITOR AMBIENTAL: PRIMERA PARTE

George Argota-Pérez¹; José Iannacone^{2,3} & Rigoberto Fimia-Duarte⁴

¹ Centro de Investigaciones Avanzadas y Formación Superior en Educación, Salud y Medio Ambiente "AMTAWI", Puno-Perú. george.argota@gmail.com

² Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal. Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). Lima-Perú.

³ Laboratorio de Cordados. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma (URP). Lima-Perú. joseiannacone@gmail.com

⁴ Facultad de Tecnología de la Salud "Julio Trigo López". Universidad de Ciencias Médicas de Villa Clara, Cuba. rigobertofd@informed.sld.cu

Corresponding author: E-mail: george.argota@gmail.com

ABSTRACT

The objective of the present work was to demonstrate the biological theory of ecotoxicological risk for group damage through environmental monitoring. Vulnerabilities in the ecological space express the danger and indicate triple EEE (exposure, expression and evidence) as a manifestation of group damage. The recognition of group damage was through the probability of ecotoxicological risk (PRE) and the consequence of ecotoxicological risk (CRE) that resulted in five categories for the magnitude of the value of ecotoxicological damage (MVRE): trivial, mild, moderate, severe and extreme. The ecotoxicological risk of group damage was established in three intervals: high, medium and low according to the foundations of the mathematical formula: $An = A0 + r(n - 1)$. It was recognized, the erroneous consequences of annotation before any biological observation serving for the demonstration of the biological theory of the ecotoxicological risk for group damage. Physical-chemical parameters such as dissolved oxygen and biochemical oxygen demand were analyzed, and then, in males and females of the environmental indicator species *Gambusia punctata* (Poey, 1854), the condition coefficient K was measured ($= Pt / Lt^3 * 100$) comparing their results between the San Juan and Filé aquatic ecosystems (Santiago de Cuba-Cuba). When statistically significant differences were found ($p < 0.05$) according to the t-Student test, an analysis of the stomach contents was made to infer from the diet, effects with other taxa. The biological theory of ecotoxicological risk due to group damage was reasoned through the environmental monitor under the indication generated by the sign of equivalence between the biomarker and the MVRE category.

Keywords: biological theory – biomonitor – ecotoxicology – risk – group damage

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue demostrar la teoría biológica del riesgo ecotoxicológico por daño grupal mediante monitor ambiental. Las vulnerabilidades en el espacio ecológico expresan el peligro e indican triple EEE (exposición, expresión y evidencia) como manifestación del daño grupal. El reconocimiento del daño grupal fue mediante la probabilidad de riesgo ecotoxicológico (PRE) y la consecuencia de riesgo ecotoxicológico (CRE) que resultaron hacia cinco categorías para la magnitud del valor de daño ecotoxicológico (MVRE): trivial, leve, moderada, severa y extrema. Se estableció el riesgo ecotoxicológico de daño grupal en tres intervalos: alto, medio y bajo de acuerdo a fundamentos de la progresión matemática: $A_n = A_0 + r(n - 1)$. Se reconoció, las consecuencias erróneas de anotación ante cualquier observación biológica sirviendo para la demostración de la teoría biológica del riesgo ecotoxicológico por daño grupal. Se analizó parámetros físico-químicos como el oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno, y luego, en machos y hembras de la especie monitor ambiental *Gambusia punctata* (Poey, 1854) se midió el coeficiente de condición $K (= Pt / Lt^3 \times 100)$ comparándose sus resultados entre los ecosistemas acuáticos San Juan y Filé (Santiago de Cuba-Cuba). Al encontrarse diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) según la prueba t-Student se realizó un análisis del contenido estomacal para inferir desde la dieta, afectaciones con otros taxones. Se razonó la teoría biológica del riesgo ecotoxicológico por daño grupal mediante el monitor ambiental bajo la indicación generada del signo de equivalencia entre el biomarcador y la categoría de MVRE.

Palabras clave: biomonitor – daño grupal – ecotoxicología – riesgo – teoría biológica

INTRODUCCIÓN

Los avances tecnológicos, ocasionan dos efectos diametralmente opuestos: 1^o) desarrollo social y 2^{do}) contaminación. El resultado indeseable de la contaminación que gravita el bien humano sin duda alguna, es consecuencia de la insuficiente valoración sobre los posibles impactos en los ecosistemas; y por ende, actitud incipiente de la cultura ambiental en cuanto a, gestión participativa, poca sensibilización ante los efectos negativos exhibidos y; deficiencia mostrada en la potencialidad humana para la resolución de problemas. Estilos hereditarios insostenibles para el "bienestar" siguen condicionando al uso indiscriminado de recursos vitales como el agua, aire, suelo, además, ética y estética de la diversidad biológica en la naturaleza (Capangpangan *et al.*, 2016).

La literatura científica exhibe disímiles publicaciones que muestran los conocimientos alcanzados sobre los daños por exposición a contaminantes (Corwin & Bradford, 2008; Guimarães *et al.*, 2012; Wang & Zang, 2014), donde siempre resultará complejo, distinguir e

interpretar, cuánto podría ser la recuperación y accesibilidad de cualquier recurso, una vez impactado (Shortle, 2013; Dixit *et al.*, 2015).

Se menciona, el interés por las adversidades que causan los contaminantes emergentes (Sauvé & Desrosiers, 2014) como los pesticidas o plaguicidas (Lapworth & Gooddy, 2010), productos farmacéuticos (Rodríguez *et al.*, 2017), productos de cuidado e higiene personal (Montes *et al.*, 2017; Gogoi *et al.*, 2018) drogas ilícitas (Pal *et al.*, 2013; Cosenza *et al.*, 2018), aditivos alimentarios (Postigo & Barceló, 2015), hormonas esteroides (Kim *et al.*, 2007; Vulliet & Cren, 2011, Vilela *et al.*, 2018) entre otros. Del mismo modo, existe preocupación por los metales pesados (Martín *et al.*, 2015; Ali *et al.*, 2016, Capangpangan *et al.*, 2016); sin embargo, no debe olvidarse que, cualquier agente impropio del ecosistema puede modificar y actuar de forma perjudicial.

Heidary *et al.* (2011), Hamza (2014) y Çiftçi *et al.* (2015) señalan que, la utilización de organismos propios de los ecosistemas, contribuye a la predicción de riesgo siendo relevante si, pueden ser utilizados como especies en su condición de centinelas ambientales (Wilson *et al.*, 2013;

AbdAllah, 2017; Espinosa *et al.*, 2019) y dentro de ellos, seleccionar biomarcadores (Zhou *et al.*, 2008; Mussali-Galante *et al.*, 2013) que permitan su análisis comparativo de forma permanente (Argota & Iannacone, 2017).

El grave problema de la contaminación, no solo radica en los posibles daños sobre determinadas especies asimismo; resulta necesario valorar mediante una herramienta, si el daño determinado es representativo para comprender luego, cualquier

daño simultáneo en otras especies o poblaciones que cohabitan en el mismo espacio ecológico. Por tanto, se asume la evidencia del daño como riesgo explícito y ello, es consecuencia de una exposición. Las condiciones temporales propician vulnerabilidades en el espacio ecológico expresando el peligro y a continuación, la manifestación para un daño que puede ser grupal. En este sentido, puede indicarse una triple EEE: exposición, expresión, evidencia (Fig. 1).



Figura 1. Manifestación del daño grupal por la triple EEE.

Dentro de las razones más complejas para entender la evidencia de riesgo en una especie biológica, es la incertidumbre del posible resultado negativo que está relacionado con las características de la tensión (aparición, duración, magnitud, intensidad, novedad a lo que se expone) en función al tipo de fenómeno, suceso, evento, proceso puntual o sistemático. Asimismo, otra limitación que imposibilita cuánto, qué, cuándo y dónde tendríamos que observar, planificar o comunicar de la manera más éticamente posible un resultado no deseado obedece a, criterios no uniformes para establecer el diagnóstico de daño en una muestra biológica (MB). La MB puede ser, el contenido molecular, estructura subcelular, células, tejidos, órganos e individuos expuestos algún agente físico, químico o biológico de forma accidental o no.

El objetivo del estudio fue, demostrar la teoría biológica del riesgo ecotoxicológico por daño grupal mediante monitor ambiental.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se consideró tres niveles de probabilidad sobre la salida o información de riesgo ecotoxicológico (PRE): baja, media, alta.

- 1) Probabilidad de riesgo ecotoxicológico baja: Daños de ocurrencia raras veces.
- 2) Probabilidad de riesgo ecotoxicológico media: Daños de ocurrencia en determinadas ocasiones.
- 3) Probabilidad de riesgo ecotoxicológico alta: Daños de ocurrencia siempre.

Asimismo, la posible valoración de la consecuencia del riesgo ecotoxicológico (CRE) fue calificada en tres niveles:

- 1) Consecuencia de riesgo ecotoxicológica alta: Respuesta biológica muy comprometida con lesiones, trastornos y comportamientos anómalos.
- 2) Consecuencia de riesgo ecotoxicológica media: Respuesta biológica comprometida con lesiones, trastornos y comportamientos anómalos.
- 3) Consecuencia de riesgo ecotoxicológica baja: Respuesta biológica poco comprometida con lesiones, trastornos y comportamientos anómalos.

Se estableció para la estimación de la magnitud para el valor de daño ecotoxicológico (MVDE), cinco categorías cualitativas considerándose lo siguiente:

- Magnitud del valor de daño ecotoxicológico: Cambios o manifestaciones que pueden o no afectar la naturaleza biológica.

- 1) Magnitud del valor de daño ecotoxicológico trivial: Cambios o manifestaciones ajenas que no son invalidantes para la vida de los organismos.
- 2) Magnitud del valor de daño ecotoxicológico leve: Daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos no sistémicos.
- 3) Magnitud del valor de daño ecotoxicológico moderada: Daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos que conducen a una o determinadas pérdidas donde comienza a comprometerse la vida de los

organismos.

- 4) Magnitud del valor de daño ecotoxicológico severa: Daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos que son ya invalidantes y donde comienza a acortarse la vida de los organismos.
- 5) Magnitud del valor de daño ecotoxicológico extrema: Daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos que son incompatibles con la vida y donde existe una muerte esperada de los organismos.

La tabla 1 muestra, interacción matricial entre la PRE y la CRE para evaluar la respuesta sobre la magnitud del valor de daño ecotoxicológico.

Tabla 1. Magnitud del valor de daño ecotoxicológico.

	Consecuencia			
	Respuesta	Baja	Media	Alta
Probabilidad	Baja	Trivial	Leve	Moderada
	Media	Leve	Moderada	Severa
	Alta	Moderada	Severa	Extrema

Asimismo, según los fundamentos básicos de la progresión aritmética donde:

$$A_n = A_0 + r(n - 1)$$

Siendo:

$$A_n = n\text{-ésimo término}$$

$$A_0 = \text{valor inicial}$$

$$r = \text{razón}$$

Entonces, se estableció tres intervalos para evaluar el riesgo ecotoxicológico por daño grupal (REDG) según las siguientes ecuaciones:

$$[(X) - (aX)] \text{ (REDG bajo)}$$

$$[(aX + 1) - (bX)] \text{ (REDG medio)}$$

$$[(bX + 1) - (cX)] \text{ (REDG alto)}$$

- Nota: (-), no es el símbolo matemático de sustracción, representa la amplitud del intervalo.

Como el riesgo es una probabilidad, resultará

necesario para el acercamiento al posible daño real de la muestra biológica que, el valor de puntuación asignado a: X, a, b, c y n corresponda con uno de los criterios de observación según la MVDE. Para ello, siempre implicará tener conocimientos básicos sobre la MB analizada. Por ejemplo, al mostrarse la histología en el estudio realizado por Jackson *et al.* (2019) sobre el daño hepático en *Heterandria Formosa* (Girard, 1859) expuesta a concentraciones subletales de 17 α ethinylestradiol se describió que, en la fotomicrografía de panel A, las flechas apuntan a los hepatocitos irradiados (H) y sinusoides (S). El panel B, muestra la alteración de la arquitectura hepática donde las flechas apuntan a la pérdida de núcleos (NL), lisis celular (L) donde (*) denota sangre estancada y el panel C, refiere a muestra sinusoides dilatada (S) donde hubo pérdida de la estructura celular y alteración en la arquitectura del hígado (Fig. 2).

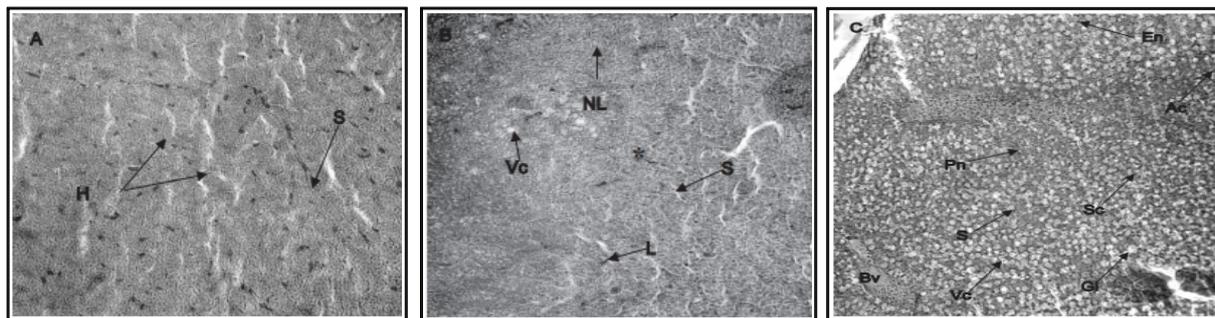


Figura 2. Secciones de hígado (A: control, B: exposición a 5ng·L⁻¹, C: exposición a 25 ng·L⁻¹).

Según los resultados observados, cuáles podrían ser las consecuencias erróneas de anotación con respecto a, seleccionar una categoría de MVDE que no corresponde (tabla 2).

Tabla 2. Anotación sobre la magnitud del valor de daño ecotoxicológico / MVD = magnitud del valor de daño.

No.	MVD	Anotación	Verdadera categoría
1	Trivial		
2	Leve		
3	Moderado	X	
4	Severo		X
5	Extremo		

Tal resultado, puede ser análogo a muchos otros y donde es evidente, la incorrecta toma de decisiones que quizás trascurren desde replicar el experimento hasta asumir únicamente daños en el modelo biológico de experimentación.

Si el daño solo es único y propio en la especie *H. formosa*, la interpretación estaría en asumir que, serían semejantes los daños en otros grupos biológicos relacionados. Por el contrario, al ser diferentes, la toma de decisiones correspondería a,

valorarse un mínimo de biomarcadores que sean representativos para el resto de los individuos y/o poblaciones que habitan en el espacio ecológico y donde se reconozca la MVDE por exposición al 17 α ethinylestradiol.

Para discriminar las limitaciones sobre posibles interpretaciones descriptivas se asignaron códigos de puntuaciones ($X = 1$; $a = 3$; $b = 5$; $c = 10$) y así quedarían los intervalos para el REDG (tabla 3).

Tabla 3. Intervalos del riesgo ecotoxicológico de daño grupal.

	Intervalos
REDG baja	$X - 3X$
REDG media	$3X + 1 - 5X$
REDG alta	$5X + 1 - 10X$

La tabla 4 muestra, el sistema de puntuación según los intervalos del REDG ante la interacción de la probabilidad de riesgo ecotoxicológico y la

consecuencia de riesgo ecotoxicológica, generando la magnitud del valor de daño ecotoxicológico.

Tabla 4. Sistema de puntuación según los intervalos del riesgo ecotoxicológico por daño grupal.
PRE: Flecha horizontal / CRE: Flecha vertical.

	←	10	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	→
9		9	18	27	36	45	54	63	72	81	90		
8		8	16	24	32	40	48	56	64	72	80		
7		7	14	21	28	35	42	47	56	63	70		
6		6	12	18	24	30	36	42	48	54	60		
5		5	10	15	20	25	30	35	40	45	50		
4		4	8	12	16	20	24	28	32	36	40		
3		3	6	9	12	15	18	21	24	27	30		
2		2	4	6	8	10	12	14	16	18	20		
1		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		

Considerando la interacción entre la probabilidad de riesgo ecotoxicológico y la consecuencia de riesgo ecotoxicológica se obtiene la codificación numérica de la magnitud del valor de riesgo ecotoxicológico (Fig. 3).

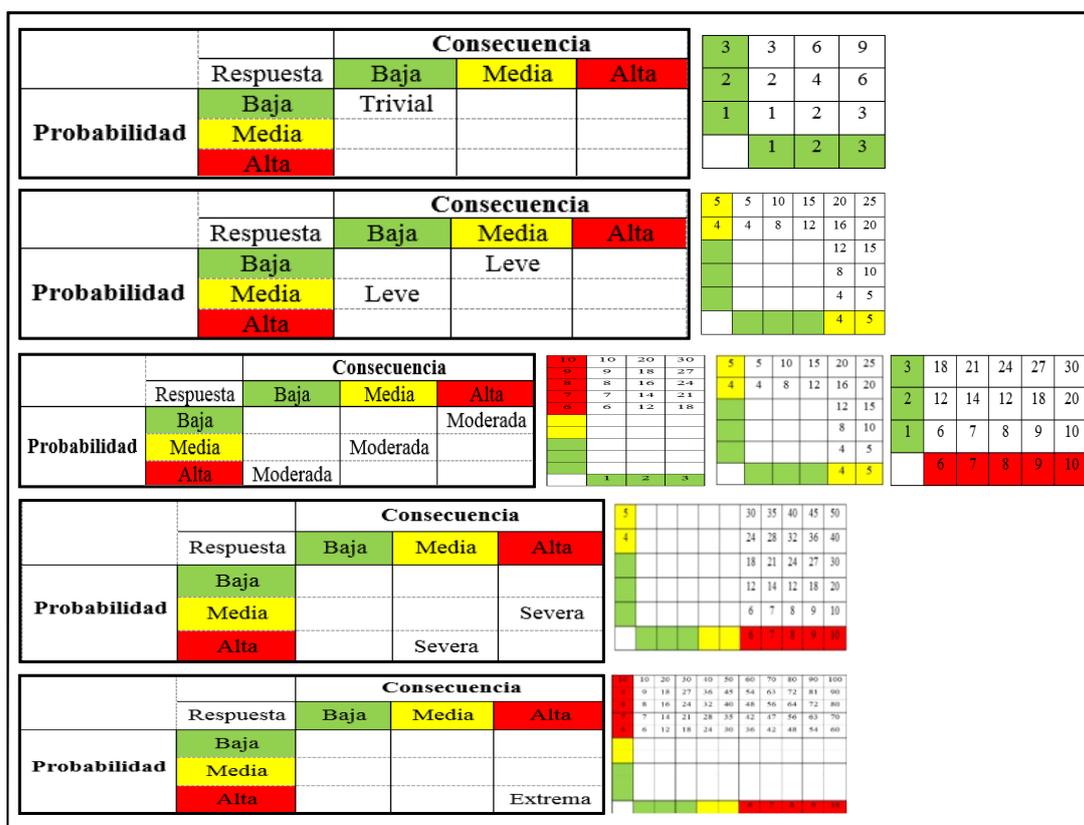


Figura 3. Codificación numérica de la magnitud del valor de riesgo ecotoxicológico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se utilizó como monitor ambiental la especie *Gambusia punctata* (Poey, 1854) (Argota *et al.*,

2013) para analizar la contaminación del ecosistema acuático San Juan, Santiago de Cuba-Cuba (Fig. 4).



Figura 4. Ecosistema San Juan (rectángulo) en Santiago de Cuba-Cuba.

La tabla 5 muestra, el valor del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno en cinco estaciones seleccionadas de forma aleatoria durante el 2018 para dos momentos diferentes

(periodo de lluvia y estiaje) donde se incumplió con el valor permisible según la norma reguladora utilizada.

Tabla 5. Determinación de parámetros físico-químicos por periodo y estaciones de muestreo / OD = oxígeno disuelto. DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno.

Periodo	Estación	OD	DBO ₅
lluvia	1	4,7 ±0,2	28,4 ±2,3
	2	5,0 ±0,2	22,1 ±1,7
	3	5,1 ±0,3	33,7 ±2,6
	4	5,1 ±0,3	34,8 ±1,9
	5	5,2 ±0,2	30,2 ±2,4
estiaje	1	4,7 ±0,2	42,2 ±2,8
	2	4,9 ±0,1	39,3 ±2,1
	3	4,6 ±0,2	35,8 ±1,2
	4	4,5 ±0,2	39,6 ±1,5
	5	4,8 ±0,2	40,4 ±2,4
referencia		≥6,0	≤4,0

La tabla 6 muestra el factor de condición biológico (K) ante los parámetros físico-químicos donde se comparó con la *G. punctata* del río Filé (ubicado en

Santiago de Cuba), el cual se utilizó como referencia ambiental.

Tabla 6. Factor de condición biológico / *G. punctata* / San Juan – Filé / Pt = peso total. Lt = longitud total. K = factor de condición biológico.

Ecosistema	Sexo	Pt	Lt ³	K
San Juan	machos	0,02±0,001	2,04±0,043	0,31±0,014
	hembras	0,08±0,001	2,47±0,026	0,46±0,009
Filé	machos	0,14±0,002	2,77±0,013	0,66±0,004
	hembras	1,00±0,003	5,03±1,22	0,79±0,041

Al comparar los valores de K (Statgraphics Centurion versión XVIII) entre machos y hembras de los dos ecosistemas se observó que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de K para los machos ($t = 41,63$; valor-P = 0,0000019) y para las hembras ($t = 13,61$; valor-P = 0,000) de los ecosistemas con un nivel de confianza del 95,0%.

Ante los resultados hallados puede considerarse que, existió comportamiento anómalo que condujo a la pérdida de peso y la talla lo cual, podría tener consecuencias para la vida. Al identificarse la magnitud del valor de daño ecotoxicológico, correspondió a la categoría cualitativa de moderada. Según la tabla 1, existen tres combinaciones que arrojan tal criterio (PRE alta – CRE baja; PRE media – CRE media, PRE baja – CRE alta) donde debe seleccionarse uno de ellos.

Si, uno de los parámetros físico-químicos determinados, es vital para la supervivencia de la especie como es el oxígeno disuelto, la disminución en un tiempo dado, provocará daños

de ocurrencia en determinadas ocasiones (momento) condicionando a, la probabilidad de riesgo ecotoxicológico de tipo alta. Por ende, cualquier respuesta biológica como la respiración (consecuencia de riesgo ecotoxicológica) estuvo comprometida (media) o muy comprometida (alta). Considerando que, los valores de oxígeno, no se encontraron muy bajos, entonces se indicó la consecuencia de riesgo ecotoxicológica de nivel media.

La tabla 7 muestra, la magnitud del valor de riesgo ecotoxicológico moderada ante el análisis de los parámetros físico-químicos (oxígeno disuelto como variable de interés) y K. El valor K, permitió obtener información sobre el crecimiento, nutrición, reproducción, además, analizar cómo las condiciones ambientales afectó la población. Dado que, la *G. punctata* es una especie depredadora, la misma permite comparar su contenido estomacal observándose, diferencia numérica considerable (casi el triple) con respecto a la *G. punctata* del ecosistema acuático de referencia Filé (tabla 8).

Tabla 7. Magnitud del valor de riesgo ecotoxicológico / parámetros físico-químicos / K.

Respuesta	Consecuencia		
	Baja	Media	Alta
Baja			
Probabilidad	Media	Moderada	
	Alta		

Tabla 8. Número de individuos en el contenido estomacal / *G. punctata*.

Ecosistema	Sexo	Insectos	Arácnidos	Crustáceos	Gasterópodos	Total
San Juan	Hembras	19	6	9	4	38
Filé		51	38	13	11	113

Establecer un signo de equivalencia ante la trayectoria del biomarcador K con relación al análisis de comportamiento por otros taxones puede explicar, el razonamiento inferencial de la

observación y ello se entendió cómo, la teoría biológica del riesgo ecotoxicológico por daño grupal mediante monitor ambiental (Fig. 5).

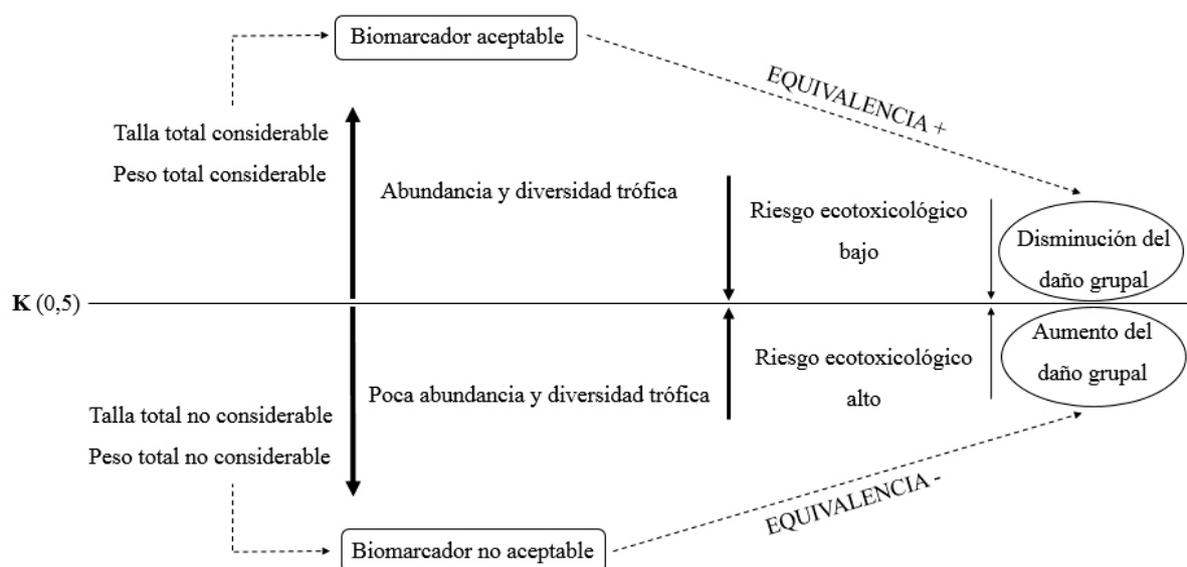


Figura 5. Teoría biológica del riesgo ecotoxicológico por daño grupal mediante monitor ambiental.

Se concluye que, el surgimiento de indicadores biológicos para evaluar la toxicidad, persistencia y biomagnificación de contaminantes ambientales, ha cobrado gran importancia en los últimos años dentro de la ecotoxicología con lo cual, permite analizar la evolución de los ecosistemas (Argota & Iannacone, 2018). De igual modo, contribuye a iniciar de forma acelerada la interpretación conjunta sobre los posibles daños que ocurren para uno o más grupos biológicos, además, la toma de decisiones con fines de conservación. Sin duda alguna, la paráfrasis relacionada a los riesgos dentro de la naturaleza biológica resulta complicado, pues siempre habrá daños espontáneos y puede ser que, la exposición a contaminantes en ese instante, desencadene un efecto adverso. A pesar de, suceder solo sería en algunos individuos y no, en la totalidad poblacional por cuanto, habrá que reconocer únicamente, el análisis común o similar. Pareciera confuso durante el análisis del riesgo ecotoxicológico utilizando un monitor ambiental, diferenciar entre la probabilidad y consecuencia donde solo deberá entenderse, la decisión interactuada entre el posible daño a suceder y la respuesta biológica a esperar en

función con datos obligatorios o complementarios medidos.

La Teoría Biológica del Riesgo Ecotoxicológico por Daño Grupal mediante Monitor Ambiental permite predecir, cualquier desequilibrio en los ecosistemas; y en consecuencia, actuar de forma oportuna e independientemente, si el análisis sobre los niveles de probabilidad y de consecuencias hayan sido incorrectos, pues siempre la valoración en otros grupos taxonómicos, posibilitará reconsiderar la interpretación del biomarcador seleccionado donde el daño a esperar, será orientado por la expresión del signo de equivalencia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AbdAllah, A.T. 2017. Efficiency of invertebrate animals for risk assessment and biomonitoring of hazardous contaminants in aquatic ecosystem, a review and status report. Environmental Risk Assessment and

- Remediation, 1: 22–24.
- Ali, M.M.; Ali, M.L.; Islam, M.S. & Rahman, M.Z. 2016. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology Monitoring & Management*, 5: 27–35.
- Argota, P.G. & Iannacone, J. 2017. Predicción cuantitativa mediante biomarcadores de uso permanente como nuevo criterio para biomonitores en ecotoxicología acuática. *The Biologist (Lima)*, 17: 141–153.
- Argota, P.G. & Iannacone, J. 2018. Ecotoxicología como rama predictiva sobre la evolución sostenible de los ecosistemas acuáticos. *Biotempo*, 15: 165–174.
- Argota, P.G.; Iannacone, J. & Fimia, D.R. 2013. Características de *Gambusia punctata* (*Poeciliidae*) para su selección como biomonitor en ecotoxicología acuática en Cuba. *The Biologist (Lima)*, 11: 229–236.
- Capangpangan, R.Y.; Pagapong, N.K.; Pineda, C.P. & Sánchez, P.B. 2016. Evaluation of potential ecological risk and contamination assessment of heavy metals in sediment samples using different environmental quality indices—a case study in Agusan River, Caraga Philippines. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 8: 1–16.
- Çiftçi, N.; Ay, Ö.; Karayakar, F.; Cıçık, B. & Erdem, C. 2015. Effects of zinc and cadmium on condition factor, hepatosomatic and gonadosomatic index of *Oreochromis niloticus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24: 1–4.
- Corwin, D.L. & Brandford, S.A. 2008. Environmental impact and sustainability of degraded water reuse. *Journal of Environmental Quality*, 37: 1–7.
- Cosenza, A.; Maida, C.M.; Piscionieri, D.; Fanara, S.; Di Gaudio, F. & Viviani, G. 2018. Occurrence of illicit drugs in two wastewater treatment plants in the South of Italy. *Chemosphere*, 198: 377–385.
- Dixit, R.; Malaviya, D.; Padiyan, K.; Singh, U.B.; Sahu, A.; Shukla, R.; Bhanu P. Singh, B.B.; Jai Rai, P.; Sharma, P.K.; Lade, H. & Diby P. 2015. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability*, 7: 2189–2212.
- Espinosa, R.G.; Costilla, S.R.; Pérez, V.F.J.; González, D.J.; Flores, R.R.; Cuevas-Díaz, S.M.C.; Medellín-Garibaya C.E. & Ilizaliturri-Hernández, A. 2019. DNA damage in earthworms by exposure of Persistent Organic Pollutants in low basin of Coatzacoalcos River, Mexico. *Science of the Total Environment*, 651: 1236–1242.
- Gogoi, A.; Mazumder, P.; Tyagi, V.K.; Tushara Chaminda, G.G.; An, A.K. & Kumar, M. 2018. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundwater Sustainable Development*, 6: 169–180.
- Guimarães, M.H.; Mascarenhas, A.; Sousa, C.; Boski, T. & Ponce, D.T. 2012. The impact of water quality changes on the socio-economic system of the Guadian Estuary: An assessment of management options. *Ecology and Society*, 17: 38.
- Hamza, C.A. 2014. Usefulness of bioindicators and biomarkers in pollution biomonitoring. *International Journal of Biotechnology for Wellness Industries*, 3: 19–26.
- Heidary, S.; Imanpour-Namin, J. & Monsefrad, F. 2012. Bioaccumulation of heavy metals Cu, Zn, and Hg in muscles and liver of the stellate sturgeon (*Acipenser stellatus*) in the Caspian Sea and their correlation with growth parameters. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 11: 325–337.
- Jackson, L.M.J.; Felgenhauer, B.E. & Klerks, P.L. 2019. Feminization, altered gonadal development, and liver damage in least killifish (*Heterandria formosa*) exposed to sublethal concentrations of 17 α -ethinylestradiol. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170: 331–337.
- Kim, S.D.; Cho, J.; Kim, I.S.; Vanderfor, J.B. & Snyder, S.A. 2007. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters. *Water Research*, 41: 1013–1021.
- Lapworth, D.J. & Gooddy, D.C. 2006. Source and persistence of pesticides in a semiconfined chalk aquifer of southeast England. *Environmental Pollution*, 144: 1031–1044.
- Martín, J.R.; De Arana, C.; Ramos, M.J.J.; Gil, C. & Boluda, R. 2015. Impact of 70 years urban growth associated with heavy metal pollution. *Environmental Pollution*, 196:

- 156–163.
- Montes, G.D.; Fennix, A.M. & Miranda, C.W. 2017. Occurrence of personal care products as emerging chemicals of concern in water resources: A review. *Science of the Total Environment*, 595: 601–614.
- Pal, R.; Megharaj, M.; Kirkbride, K.P. & Naidu, R. 2013. Illicit drugs and the environment — A review. *Science of the Total Environment*, 463–464: 1079–1092.
- Postigo, C. & Barceló, D. 2015. Synthetic organic compounds and their transformation products in groundwater: Occurrence, fate and mitigation. *Science of the Total Environment*, 503–504: 32–47.
- Rodríguez, N.O.M.; Peralta, H.J.M.; Goonetilleke, A. & Bandala, E.R. 2017. Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chemical Engineering Journal*, 323: 361–380.
- Sauvé, S. & Desrosiers, M. 2014. A review of what is an emerging contaminant. *Chemistry Central Journal*, 8: 1–7.
- Shortle, J. 2013. Economic and Environmental markets: Lessons from Water-quality trading. *Agricultural and Resource Economics Review*, 42: 57–74.
- Vulliet, E. & Cren, O.C. 2011. Screening of pharmaceuticals and hormones at the regional scale, in surface and groundwaters intended to human consumption. *Environmental Pollution*, 159: 2929–2934.
- Wang, X. & Zang, S. 2014. Distribution characteristics and ecological risk assessment of toxic heavy metals and metalloid in surface water of lakes in Daqing Heilongjiang Province, China. *Ecotoxicology*, 23: 609–617.
- Wilson, G., Figueiredo, M., & Machado, J. 2013. Dissipation and environmental risk of fipronil on aquatic environmental. *The Biologist (Lima)*, 11: 107–117.

Received March 19, 2019.
Accepted April 11, 2019.