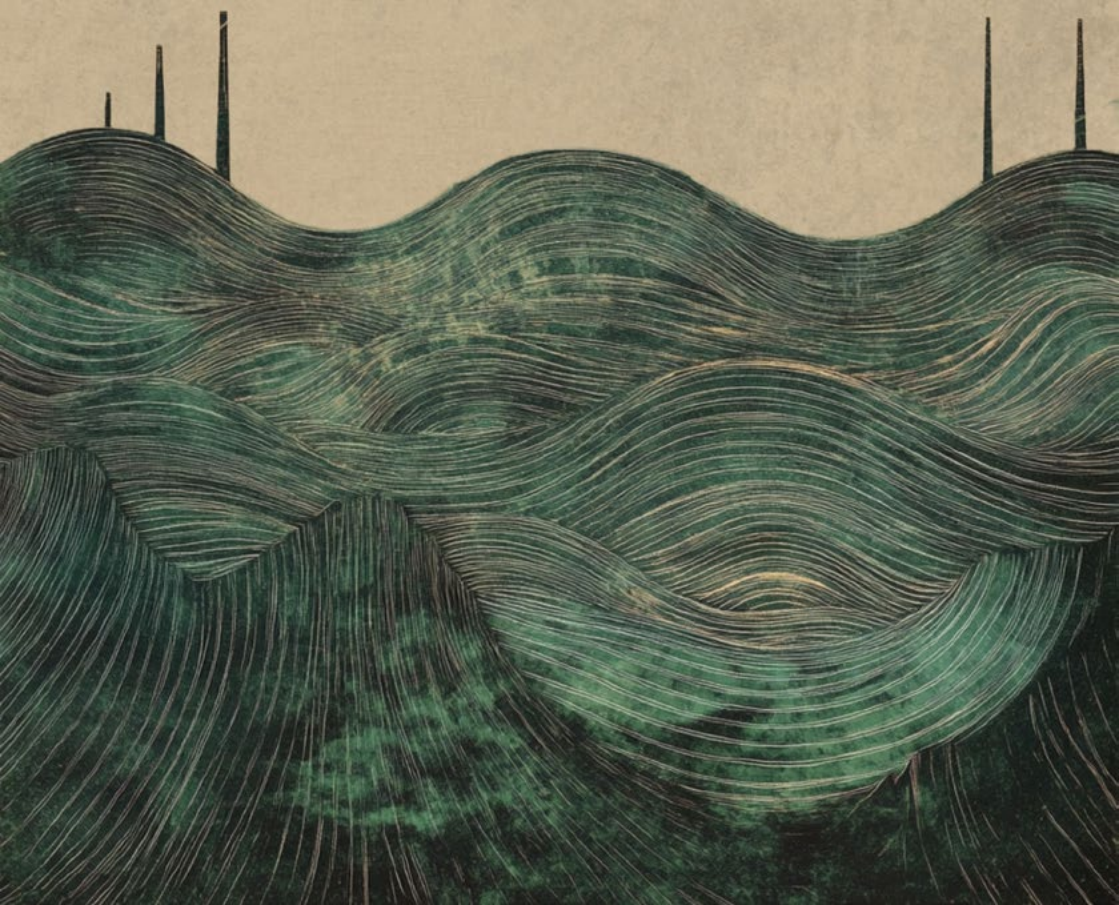




Maria Luisa Jaeguer Salazar
Jorge Andrés Renato Cueva
Veneros Luz Marina Salazar Ato
Doris Asmat Puente
Melchora Veneros Cruzalegui

Puerto Malabrigo

Bioensayos de toxicidad en los efluentes
de la industria harinera peruana



Maria Luisa Jaeguer Salazar, Jorge Andrés Renato Cueva Veneros,
Luz Marina Salazar Ato, Doris Asmat Puente, Melchora Veneros Cruzalegui

Puerto Malabrigo

*Bioensayos de toxicidad en los efluentes de
la industria harinera peruana*

Religación Press
[Ideas desde el Sur Global]

Puerto Malabrigo

Bioassays of toxicity in the effluents of the peruvian fishmeal industry

Puerto Malabrigo

*Bioensaios de toxicidade nos efluentes da indústria peruana de farinha
de peixe*

Religación Press

[Ideas desde el Sur Global]

Equipo Editorial

Editorial team

Ana B. Benalcázar

Editora Jefe / Editor in Chief

Felipe Carrión

Director de Comunicación / Scientific Communication Director

Melissa Díaz

Coordinadora Editorial / Editorial Coordinator

Sarahi Licango Rojas

Asistente Editorial / Editorial Assistant

Consejo Editorial

Editorial Board

Jean-Arsène Yao

Dilrabo Keldiyorovna Bakhronova

Fabiana Parra

Mateus Gamba Torres

Siti Mistima Maat

Nikoleta Zampaki

Silvina Sosa

Victor Ancajima Miñán

.....

Religación Press, es parte del fondo editorial del Centro de Investigaciones CICSAL-RELIGACIÓN | Religación Press, is part of the editorial collection of the CICSAL-RELIGACIÓN Research Center |

Diseño, diagramación y portada | Design, layout and cover: Religación Press.

CP 170515, Quito, Ecuador. América del Sur.

Correo electrónico | E-mail: press@religacion.com

www.religacion.com

Disponible para su descarga gratuita en | Available for free download at

<https://press.religacion.com>

Este título se publica bajo una licencia de Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0)

This title is published under an Attribution 4.0 International (CC BY 4.0) license.



El presente libro tienen el aval del Centro de Investigaciones en Ciencias y Humanidades desde América Latina - CICSHAL.



Título: Puerto Malabrigo. Bioensayos de toxicidad en los efluentes de la industria harinera peruana

Derechos de autor | Copyright: María Luisa Jaeguer Salazar, Jorge Andrés Renato Cueva Veneros, Luz Marina Salazar Ato, Doris Asmat Puente, Melchora Veneros Cruzalegui

Primera Edición | First Edition: 2026

Editorial | Publisher: Religación Press

Materia Dewey | Dewey Subject: 363.7 - Problemas medioambientales

Clasificación Thema | Thema Subject Categories: TQK - Control de la contaminación | TQD - Monitorización / control / verificación medioambiental | PSB - Bioquímica

BISAC: SCI026000

Público objetivo | Target audience: Profesional / Académico | Professional / Academic

Colección | Collection: Estudios Ambientales

Soporte | Format: PDF / Digital

Publicación | Publication date: 2026-06-24

ISBN: 978-9942-594-73-0

Nota obra derivada: El libro retoma y amplía, mediante el trabajo colaborativo de un grupo de investigadores, los hallazgos y aportes presentados en la tesis original: "Evaluación de la toxicidad de los efluentes de los establecimientos industriales pesqueros: CFG Investment S.A.C y Tecnológica de Alimentos S.A. de Puerto Malabrigo" presentada ante la Universidad Nacional de Trujillo por María Luisa Jaeguer Salazar en 2014.

Note: The book takes up and expands, through the collaborative work of a group of researchers, the findings and contributions presented in the original dissertation: "Evaluación de la toxicidad de los efluentes de los establecimientos industriales pesqueros: CFG Investment S.A.C y Tecnológica de Alimentos S.A. de Puerto Malabrigo" presented to the Universidad Nacional de Trujillo by María Luisa Jaeguer Salazar in 2014.

[APA 7]

Jaeguer Salazar, M. L., Cueva Veneros, J. A. R., Salazar Ato, L. M., Asmat Puente, D., & Veneros Cruzalegui, M. (2026). *Puerto Malabrigo. Bioensayos de toxicidad en los efluentes de la industria harinera peruana*. Religación Press. <https://doi.org/10.46652/ReligacionPress.445>

Revisión por pares

El presente libro constituye el resultado de un riguroso proceso de investigación académica, cuya calidad metodológica y solidez argumental han sido validadas mediante un sistema de revisión por pares externos implementado bajo el protocolo de doble ciego, bajo la supervisión del Centro de Investigaciones en Ciencias y Humanidades desde América Latina (CICSHAL). Como garantía de transparencia y rigor científico, los informes de evaluación realizados por los especialistas designados se conservan en el archivo institucional de la editorial, a disposición de las instancias que así lo requieran.

Peer Review

This book is the result of a rigorous academic research process, whose methodological quality and argumentative solidity have been validated through an external peer-review system implemented under a double-blind protocol, under the supervision of the Center for Research in Sciences and Humanities from Latin America (CICSHAL). As a guarantee of transparency and scientific rigor, the evaluation reports prepared by the designated specialists are preserved in the publisher's institutional archives, available to any party that may require them.

Sobre los autores

ABOUT THE
AUTHORS

Maria Luisa Jaeguer Salazar

Universidad Nacional De Trujillo | Trujillo | Perú

<https://orcid.org/0009-0000-3787-2919>

mjaeguer@produce.gob.pe

marujaeguer@hotmail.com

Bióloga pesquera con magister: sistemas integrados de gestión de la calidad, ambiente, seguridad y responsabilidad social corporativa con experiencia laboral: empresa SGS del Peru SAC. Fiscalización en pesca industrial empresa certificaciones del Perú: fiscalización en pesca industrial laboratorio microbiología de alimentos ministerio de la producción: fiscalización en pesca y acuicultura hasta la actualidad.

Jorge Andrés Renato Cueva Veneros

Universidad Nacional De Trujillo | Trujillo | Perú

<https://orcid.org/0000-0003-2991-5805>

jcueva@unf.edu.pe

jarcuevaveneros@gmail.com

Bachiller en Ciencias Biológicas, titulado como Biólogo Pesquero, maestro en ciencias con mención en Sistemas Integrados de Gestión de la Calidad, Ambiente, Seguridad y Responsabilidad Social Corporativa, egresado de la Universidad Nacional de Trujillo, con experiencia como jefe de laboratorio en microbiología ambiental, biotecnología ambiental y Procesos Industriales en Alimentos, actualmente responsable de laboratorio de Ingeniería de Alimentos de la Universidad Nacional de Frontera.

Luz Marina Salazar Ato

Universidad Nacional de Frontera | Sullana | Perú

<https://orcid.org/0000-0002-0881-5525>

2025103068@unf.edu.pe

Marina_salazar123@outlook.es

Ingeniera de industrias alimentarias de profesión egresada de la Universidad Nacional de Frontera, con 2 año trabajando en empresa de alimentos y laboratorio de la Universidad Nacional de Frontera.

Doris Asmat Puente

Universidad Nacional De Trujillo | Trujillo | Perú

<https://orcid.org/0009-0002-8391-6737>

dasmat@unitru.edu.pe

dorisasmat@gmail.com

Bióloga Microbióloga, Magíster en Docencia Universitaria, con amplia experiencia en la enseñanza de Microbiología, Parasitología y Laboratorio Clínico. Especialista en diagnóstico microbiológico, bioseguridad e investigación en ciencias de la salud. Cuenta con una sólida trayectoria en instituciones académicas y de salud, participando en actividades de docencia, investigación y formación de profesionales. Mantiene una actualización permanente en las áreas de microbiología, parasitología y resistencia antimicrobiana. Actualmente se desempeña como docente en la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de Trujillo.

Melchora Veneros Cruzalegui

Universidad Nacional De Trujillo | Trujillo | Perú

<https://orcid.org/0009-0006-7597-6560>

mveneros@unitru.edu.pe

Mehecruz@hotmail.com

Bióloga Pesquera, maestría en Ciencias en mención Gestión ambiental, encargada de laboratorio de Bioquímica en el Departamento Química Biológica y Fisiología Animal, en la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de Trujillo

Resumen

Este libro invita a sumergirse en las aguas costeras del puerto Malabrigo, uno de los enclaves pesqueros más dinámicos del Perú, donde la modernización industrial convive con una creciente amenaza ambiental. A través de sus páginas, se explora el uso de un pequeño crustáceo, la *Artemia sp.*, como un verdadero centinela de la salud marina. Lejos de quedarse en teorías abstractas, la obra demuestra cómo los bioensayos de toxicidad permiten medir, con rigor científico, el daño silencioso que los efluentes industriales provocan en el ecosistema. Combinando ecotoxicología, desarrollo sostenible y vigilancia ambiental, este texto ofrece una mirada práctica y reveladora para quienes buscan comprender y enfrentar uno de los desafíos ambientales más urgentes del litoral peruano.

Palabras clave:

Productividad marina, contaminación costera, bioensayos de toxicidad, *Artemia sp.*, efluentes pesqueros.

Abstract

This book invites the reader to immerse themselves in the coastal waters of Puerto Malabrigo, one of the most dynamic fishing enclaves of Peru, where industrial modernization coexists with a growing environmental threat. Throughout its pages, the use of a small crustacean, *Artemia sp.*, is explored as a true sentinel of marine health. Far from remaining in abstract theories, the work demonstrates how toxicity bioassays allow, with scientific rigor, the measurement of the silent damage that industrial effluents cause to the ecosystem. Combining ecotoxicology, sustainable development, and environmental monitoring, this text offers a practical and revealing perspective for those seeking to understand and confront one of the most urgent environmental challenges on the Peruvian coast.

Keywords:

Marine productivity, coastal pollution, toxicity bioassays, *Artemia sp.*, fish effluents.

Resumo

Este livro convida o leitor a mergulhar nas águas costeiras do Porto Malabrigo, um dos enclaves pesqueiros mais dinâmicos do Peru, onde a modernização industrial convive com uma crescente ameaça ambiental. Ao longo de suas páginas, explora-se o uso de um pequeno crustáceo, *Artemia sp.*, como um verdadeiro sentinela da saúde marinha. Longe de permanecer em teorias abstratas, a obra demonstra como os bioensaios de toxicidade permitem medir, com rigor científico, o dano silencioso que os efluentes industriais causam ao ecossistema. Combinando ecotoxicologia, desenvolvimento sustentável e vigilância ambiental, este texto oferece uma perspectiva prática e reveladora para aqueles que buscam compreender e enfrentar um dos desafios ambientais mais urgentes do litoral peruano.

Palavras-chave:

Produtividade marinha, poluição costeira, bioensaios de toxicidade, *Artemia sp.*, efluentes pesqueiros.

PUERTO MALABRIGO

Bioensayos de toxicidad en los efluentes de la industria harinera peruana

Contenido

Revisión por pares	7
Peer Review	7
Sobre los autores	8
About the authors	8
Resumen	10
Abstract	10
Resumo	11

Capítulo 1

La riqueza oculta del mar peruano y sus amenazas silenciosas	16
El paradigma del desarrollo sostenible y el valor de los bioindicadores	20
Los organismos como sensores vivos y su aplicación en la costa peruana	23

Capítulo 2

El escenario costero y los organismos centinela	28
Procedimientos experimentales con <i>Artemia</i> sp. como organismo modelo	32
Evaluación de la toxicidad y análisis estadístico de los resultados	35

Capítulo 3

El desafío de los efluentes líquidos en la industria harinera de pescado	44
Bioensayos con <i>Artemia</i> sp. como indicadores de toxicidad integrada	50
Comparación de toxicidad entre empresas: El caso de CFG Investment	63

Capítulo 4

La utilidad de los bioensayos en la evaluación de la contaminación acuática 76

Parámetros fisicoquímicos y su relación con la toxicidad observada 79

Interpretación toxicológica de los hallazgos en los bioensayos 82

Síntesis de los hallazgos principales 86

Referencias

88

Tablas

Tabla 1. Posición Grupo Integrado - Chicama	30
Tabla 2. Volúmenes de muestra y agua de dilución en prueba preliminar de <i>Artemia</i> sp. (placa Petri)	37
Tabla 3. Parámetros y condiciones para bioensayo con anfipodos	39
Tabla 4. Mortalidad de <i>Artemia</i> sp. frente a concentraciones de RILES de TASA	51
Tabla 5. Valores estimados en ensayos toxicológicos con RILES TASA	58
Tabla 6. LC50 y unidades tóxicas en RILES TASA para <i>Artemia</i> sp.	62
Tabla 7. Incidencia toxicológica por UT e ICOTOX en RILES TASA	63
Tabla 8. Mortalidad de <i>Artemia</i> sp. frente a concentraciones de RILES de CFG Investment	64
Tabla 9. Valores estimados en ensayos toxicológicos con RILES CFG Investment	70
Tabla 10. LC50 y unidades tóxicas en RILES CFG Investment para <i>Artemia</i> sp.	73
Tabla 11. Incidencia toxicológica por UT e ICOTOX en RILES CFG Investment	74

Figuras

Figura 1. Procedimiento de prueba.	39
Figura 2. Concentraciones de DB05 en RILES por empresa, Puerto Malabrigo, 2013	46
Figura 3. Concentraciones de SST en RILES por empresa, Puerto Malabrigo, 2013	48
Figura 4. Aceites y grasas en RILES por empresa, Puerto Malabrigo, 2013	49
Figura 5. LC/EC estimados y límites de confianza para <i>Artemia</i> sp. (Muestra I, RILES TASA)	52
Figura 6. LC/EC estimados y límites de confianza para <i>Artemia</i> sp. (Muestra I, RILES TASA)	53
Figura 7. LC/EC estimados y límites de confianza para <i>Artemia</i> sp. (Muestra I, RILES TASA)	53

Figura 8. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES TASA (Muestra I)	55
Figura 9. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES TASA (Muestra II)	56
Figura 10. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES TASA (Muestra III)	57
Figura 11. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra I, RILES TASA)	60
Figura 12. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra II, RILES TASA)	60
Figura 13. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra III, RILES TASA)	61
Figura 14. LC/EC estimados y límites de confianza para Artemia sp. (Muestra I, RILES CFG Investment)	65
Figura 15. LC/EC estimados y límites de confianza para Artemia sp. (Muestra II, RILES CFG Investment)	65
Figura 16. LC/EC estimados y límites de confianza para Artemia sp. (Muestra III, RILES CFG Investment)	66
Figura 17. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES CFG Investment (Muestra I)	67
Figura 18. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES CFG Investment (Muestra II)	68
Figura 19. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES CFG Investment (Muestra III)	69
Figura 20. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra I, RILES CFG Investment)	71
Figura 21. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra I, RILES CFG Investment)	72
Figura 22. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra III, RILES CFG Investment)	72

Capítulo

1

LA RIQUEZA OCULTA DEL MAR PERUANO Y SUS AMENAZAS
SILENCIOSAS

Las aguas que bañan el litoral peruano constituyen uno de los ecosistemas marinos más privilegiados del planeta, no por casualidad sino por una compleja interacción de factores oceanográficos y biológicos que han fascinado a científicos y pescadores durante generaciones. Las aguas del mar territorial del Perú están consideradas entre las más ricas del planeta por la variedad, calidad y cantidad de recursos hidrobiológicos que contiene. Esta abundancia no es estática ni fortuita, sino que responde a dinámicas naturales de enorme potencia. El valioso potencial hidrobiológico, debido a la corriente peruana y los afloramientos costeros, se sustenta en una productividad que en promedio alcanza los 330 g C/ m³ / año, condición que ha permitido catalogar al ecosistema marino peruano como uno de los de mayor productividad (Brack y Mendiola, 2000). La corriente peruana o corriente de Humboldt, que fluye desde el sur de Chile hasta el norte del Perú, trae consigo aguas frías y ricas en nutrientes que, al ascender mediante los afloramientos costeros, fertilizan la superficie oceánica y desencadenan una explosión de vida microscópica que sustenta toda la cadena trófica. Este fenómeno ha sido estudiado por numerosos investigadores cuyos trabajos aparecen en bases como Scopus y Web of Science, quienes coinciden en que pocas regiones del mundo presentan una productividad primaria comparable, con excepción de áreas de afloramiento en la costa de Namibia o en la corriente de California. Para ilustrar esta magnitud, basta mencionar que la productividad promedio del mar peruano puede ser hasta diez veces superior a la de mares templados como el Mediterráneo, lo que explica la enorme biomasa de anchoveta, jurel, caballa y otros recursos que han sostenido una de las pesquerías más importantes del orbe.

La riqueza natural, sin embargo, no ha permanecido intacta frente al empuje de la actividad industrial. La industria pesquera de consumo humano indirecto en puerto Malabrigo es una actividad que desde la última década viene utilizando tecnología de punta en sus operaciones productivas que le ha permitido obtener productos de mejor calidad y

competitividad por el exigente mercado internacional. Puerto Malabrigo, ubicado en la región La Libertad, se ha consolidado como uno de los polos pesqueros más importantes del país, albergando plantas procesadoras de harina y aceite de pescado que operan con estándares tecnológicos avanzados, incluyendo sistemas de control automatizado, intercambiadores de calor de última generación y procesos de separación centrífuga de alta eficiencia. No obstante, la modernización industrial no ha sido acompañada siempre por una gestión ambiental igualmente rigurosa. Las aguas, en particular las de desechos residuales (RILES), son mezclas complejas y a menudo contienen sustancias poco solubles, volátiles, inestables, coloreadas o a veces partículas coloidales en suspensión. La complejidad y heterogeneidad de los materiales dan lugar a una variedad de problemas experimentales cuando se practican los ensayos. Estos pueden estar relacionados con la inestabilidad de la muestra debido a diferentes reacciones y procesos, tales como separación de fases, sedimentación, volatilización, hidrólisis, fotodegradación, precipitación, biodegradación, biotransformación e incorporación por los organismos (Wuijnands et al., 2000). Cada uno de estos procesos representa un desafío metodológico para los laboratorios de ecotoxicología, pues la misma muestra de efluente puede cambiar sus propiedades entre el momento de la toma y el momento del análisis, introduciendo sesgos que deben ser controlados mediante protocolos estandarizados como los que propone la EPA o la OECD. Por ejemplo, una muestra que contiene compuestos volátiles como amoníaco o sulfuros puede perder parte de su toxicidad si no se analiza inmediatamente o si no se preserva en condiciones adecuadas de temperatura y pH.

La conciencia sobre la gravedad de los problemas ambientales no es reciente, pero su traducción en acciones efectivas ha sido lenta y desigual entre las naciones. La existencia y gravedad de los problemas ambientales son reconocidas en diversas escalas, de allí el interés de muchos países en institucionalizar instrumentos que incorporen la variable

ambiental; sin embargo, según la UNESCO (1993), la gravedad y complejidad de esta problemática ha continuado, lo que motivó la segunda conferencia mundial sobre medio ambiente y desarrollo en 1992. La Cumbre de Río de Janeiro, como se conoce a este evento, representó un hito en la incorporación del principio de desarrollo sostenible en las agendas políticas globales, dando lugar a convenios internacionales como el de Biodiversidad y el de Cambio Climático. No obstante, décadas después, los océanos siguen recibiendo toneladas de contaminantes industriales, agrícolas y domésticos. Al problema de contaminación de las aguas costeras, se le ha dedicado atención mundial primordialmente en los países desarrollados de Europa y en los Estados Unidos de América. Ello reviste mayor gravedad por el gran auge de las industrias y la elevada densidad de la población. En el Perú, entre otros trabajos relacionados a la contaminación marina destacan las publicaciones de Guillén et al. (1978), (en Angulo, 1998), quienes dan a conocer que las fuentes más importantes de contaminación la constituyen las descargas industriales y domésticas, las cuales ocasionan un fuerte impacto en el ambiente receptor, el mar. El impacto de la contaminación sobre la pesquería se refleja en la pérdida del mercado de recursos pesqueros, por las regulaciones sobre los niveles aceptables de metales pesados y otros contaminantes (Bece-rra et al., 1990). Un ejemplo concreto de esta afectación ocurrió en la década de 1980, cuando cargamentos de harina de pescado peruana fueron rechazados en mercados europeos por exceder los límites permitidos de cadmio y plomo, lo que obligó a las empresas a implementar sistemas de monitoreo y control de calidad que antes no consideraban prioritarios. Asimismo, los diversos trabajos de investigación coinciden en que las aguas costeras y playas del litoral peruano se encuentran en estado de contaminación, afectando no solo a los recursos pesqueros sino también a la salud de las poblaciones humanas que dependen del mar para su alimentación y sustento.

El paradigma del desarrollo sostenible y el valor de los bioindicadores

Frente a este panorama, la comunidad científica y los gestores ambientales han ido adoptando un enfoque distinto al que primaba en décadas pasadas, cuando la preocupación se centraba exclusivamente en los límites permisibles de emisión sin considerar la integridad ecológica en su conjunto. Glynn y Heincke (1999) señalan que los estudios ambientales se deben considerar desde el paradigma del desarrollo sostenible, interpretado como aquel que orienta a explotar los recursos naturales para satisfacer las necesidades del presente y preservarlos para las generaciones futuras. Este paradigma ha cambiado la filosofía de la explotación destructiva de la sociedad para alcanzar una que, a largo plazo, fomente la protección del ambiente y sus habitantes. En términos prácticos, esto significa que una empresa pesquera no puede limitarse a cumplir con la normativa de vertimientos en el momento de la fiscalización, sino que debe adoptar sistemas de gestión ambiental que minimicen su huella ecológica a lo largo de todo el ciclo productivo, desde la extracción de la materia prima hasta el tratamiento de sus efluentes. Existen diferentes métodos y técnicas para la identificación de impactos ambientales; sin embargo, en las consideraciones de Capó (2002), la determinación de bioindicadores es un aspecto importante. El mismo autor define bioindicador como un ser vivo que indica las condiciones del medio en que vive. En otros términos, bioindicadores son organismos o comunidades en los que su existencia, sus características estructurales, su funcionamiento y sus reacciones dependen del medio en que se desarrollan y cambian al modificarse las condiciones ambientales, así tenemos los bioensayos como indicador toxicológico de la contaminación medio ambiental. Los bioindicadores ofrecen ventajas frente a los análisis puramente químicos, pues integran el efecto combinado de todos los contaminantes presentes en una muestra, incluyendo aquellos que

no se detectan por falta de métodos analíticos o por estar por debajo de los límites de cuantificación, pero que en sinergia con otros compuestos producen efectos tóxicos medibles.

La ecotoxicología, como disciplina puente entre la química ambiental y la biología, proporciona las herramientas conceptuales y metodológicas para llevar a cabo esta tarea de evaluación integral. La ecotoxicología es la ciencia que describe y predice el comportamiento de las sustancias en el medio ambiente y las respuestas biológicas del sistema para así, finalmente, evaluar el riesgo asociado con estas emisiones (Delvals & Conradi, 2000). Los bioensayos ecotoxicológicos en el laboratorio con un determinado organismo biológico y el uso de controles permiten predecir el efecto de las sustancias químicas tóxicas (Calow, 1993). Los organismos biológicos para ser usados como herramientas ecotoxicológicas requieren ser sencillos, prácticos, sensibles y repetibles (Iannacone et al., 1998; Alayo & Iannacone, 2002). Estas características no son fáciles de reunir en un solo organismo modelo, pero a lo largo de décadas de investigación se han identificado varias especies que cumplen con estos requisitos para diferentes tipos de ambientes acuáticos. La American Public Health Association (APHA) (1989) señala como protocolos estandarizados para la realización de bioensayos de toxicidad aguda y crónica acuática a las larvas de los insectos quironómidos, principalmente *Chironomus tentans* Fabricius, *Chironomus riparius* Meigen y *Chironomus plumosus* (Linnaeus) (Mereggalli et al., 2002; Lahr et al., 2003; Martínez et al., 2003). Estos mosquitos quironómidos son abundantes en los ambientes dulceacuícolas y componente importante en las comunidades acuáticas detritívoras (Iannacone et al., 2000; Crane et al., 2002; Sánchez & Tarazona, 2002). Su ciclo de vida relativamente corto, su facilidad de cultivo en laboratorio y la sensibilidad de sus larvas a una amplia gama de tóxicos los convierten en candidatos ideales para evaluar sedimentos y aguas dulces, aunque no son los más apropiados para ambientes ma-

rinios o salobres como los que caracterizan a puerto Malabrigo, donde la descarga de efluentes pesqueros se mezcla con el agua de mar.

Los bioensayos de toxicidad, ya sean de tipo agudo o crónico, constituyen una de las herramientas más poderosas con que cuenta la ecotoxicología para estimar el peligro potencial de sustancias o mezclas complejas. Los bioensayos de toxicidad aguda o crónica permiten evaluar el efecto de una sustancia química en organismos vivos (Adams & Greeley, 2000). Las pruebas ecotoxicológicas agudas cuantifican las concentraciones de tres productos químicos de limpieza doméstica sobre una especie en particular de la biota (Iannacone & Alvarino, 2005). Los bioensayos de toxicidad con agentes contaminantes bajo condiciones de laboratorio se han incrementado en estos últimos años debido a la brevedad con que se obtiene la información sobre la concentración letal media (CL50) (en mg o mg L⁻¹) y los efectos subletales que afectan negativamente a la biota en los ambientes marinos, estuarinos y dulceacuícolas (Adams & Greeley, 2000). La CL50 es un parámetro de amplio uso en la regulación ambiental porque permite comparar la toxicidad de diferentes sustancias y establecer clasificaciones de peligrosidad. Por ejemplo, una sustancia con una CL50 de 1 mg/L para *Artemia* sp. se considera mucho más tóxica que otra con una CL50 de 100 mg/L. Los ensayos agudos, que generalmente duran entre 24 y 96 horas, son útiles para detectar efectos letales inmediatos, mientras que los ensayos crónicos, que pueden extenderse durante semanas o incluso meses, evalúan efectos sobre el crecimiento, la reproducción o la supervivencia a lo largo de varias generaciones, ofreciendo una imagen más realista de lo que ocurre en ecosistemas expuestos de manera continua a bajas concentraciones de contaminantes.

Los organismos como sensores vivos y su aplicación en la costa peruana

Los ensayos biológicos, más allá de su capacidad para estimar letalidad, ofrecen una ventana a los efectos más sutiles pero igualmente dañinos que los contaminantes ejercen sobre los seres vivos. Los ensayos biológicos son herramientas de diagnóstico adecuadas para determinar el efecto de agentes físicos y químicos sobre organismos de prueba bajo condiciones experimentales específicas y controladas. Estos efectos pueden ser tanto de inhibición como de magnificación, evaluados por la reacción de los organismos, tales como muerte, crecimiento, proliferación, multiplicación, cambios morfológicos, fisiológicos o histológicos (Bartell et al., 1992). Environment Canadá (1999) señala que los efectos pueden manifestarse a diferentes niveles, desde estructuras subcelulares o sistemas de enzimas, hasta organismos completos, poblaciones o comunidades. Por tanto, la toxicidad será la capacidad de una sustancia para ejercer un efecto nocivo sobre un organismo o la biocenosis, y dependerá tanto de las propiedades químicas del compuesto como de su concentración, según sea la duración y frecuencia de la exposición al tóxico, y su relación con el ciclo de vida del organismo; las pruebas podrán ser de tipo agudo o crónico. El potencial nocivo de una sustancia tóxica puede ser contrarrestado por el sistema biológico a través de diferentes estrategias, tales como reacciones metabólicas de detoxificación, excreción de tóxicos, etcétera. Por tanto, la toxicidad aparente evaluada en un ensayo biológico es el resultado de la interacción entre la sustancia y el sistema biológico (Butler, 1978). Esta interacción es dinámica y específica para cada combinación sustancia organismo, lo que explica por qué un mismo efluente puede ser muy tóxico para una especie y prácticamente inocuo para otra, y por qué los ensayos deben realizarse con organismos que sean ecológicamente relevantes para el ecosistema que se pretende proteger.

Además, se debe considerar que el efecto tóxico sobre los sistemas biológicos es ejercido por la acción combinada de todas las sustancias nocivas presentes en el medio, incluso aquellas que no son tóxicas en sí, pero que afectan las propiedades químicas o físicas del sistema, y consecuentemente las condiciones de vida de los organismos. En los sistemas acuáticos es característico el caso de sustancias que agotan el oxígeno, o que son coloreadas, o que simplemente impiden la propagación de la luz (caso de material particulado). También se deben tener en cuenta aquellos efectos no directamente relacionados con sustancias, tales como el deterioro o daño producido por acción de cambios en la temperatura o por radiación (Faustman y Omenn, 1996). Inversamente, los ensayos biológicos también incluyen el efecto de los organismos sobre las sustancias, como la degradación microbiana o biodegradabilidad. Los resultados de los bioensayos se refieren, en primer lugar, a los organismos usados en el ensayo y las condiciones estipuladas en el procedimiento de prueba. Un efecto nocivo evaluado por medio de ensayos biológicos normalizados puede indicar niveles de peligrosidad trasladable y asimilable a organismos que forman parte de los sistemas naturales y la biocenosis (Bartell et al., 1992). Day (1988) indicó que, en principio, se debe considerar que no existe ningún organismo ni biocenosis que pueda ser usado para evaluar todos los efectos posibles sobre el ecosistema bajo las diversas condiciones abióticas y bióticas presentes. En la práctica, solamente unas pocas especies (especies modelo), que representen funciones ecológicas relevantes, pueden ser ensayadas. Además de estas limitaciones fundamentales y prácticas en la selección de organismos de ensayo, la muestra a ser ensayada puede también plantear problemas experimentales para la realización de la prueba.

Existen diversos organismos de protección ambiental en países centrales (Environment Canada, Environmental Protection Agency, etc.) y de estandarización (ASTM, OECD, AOAC, ISO, entre otros) que han concretado la elaboración e implementación de sistemas de diagnóstico,

base para la generación de estrategias ecosistémicas de protección (EPA, 1995). Ello, orientado a la obtención de respuestas estandarizadas de laboratorio (bioensayos) que permiten asegurar, dentro de un cierto grado de confiabilidad, la medida obtenida. La estimación del riesgo ecológico se basa en modelos y procedimientos recientemente incorporados (Bartell et al., 1992; Faustman y Omenn, 1996) por algunos organismos de gestión de control ambiental. En este contexto de estandarización global, la elección del organismo de prueba no es arbitraria, sino que responde a criterios de sensibilidad, disponibilidad, facilidad de cultivo y aceptación regulatoria. Entre los organismos más utilizados para ensayos de toxicidad en ambientes marinos y salobres destaca un pequeño crustáceo de gran versatilidad. *Artemia* sp. es un crustáceo sensible a un amplio rango de compuestos con actividad biológica y de muy diversas estructuras químicas (Meyer et al., 1982). Michael et al. (1956) y Vanhaecke et al. (1981) propusieron su uso para pruebas de toxicidad. Ha sido propuesto para la búsqueda de nuevos metabolitos tóxicos (Harwig y Scott, 1971) y para la determinación de la concentración letal 50 (CL50) o del porcentaje de mortalidad que produce una sustancia, habiéndose determinado una muy buena correlación con las pruebas específicas de citotoxicidad (Wijnands et al., 2000). La facilidad para obtener quistes (huevos de resistencia) de *Artemia* sp. de manera comercial, la posibilidad de eclosionarlos en condiciones simples de laboratorio y la rápida obtención de nauplios (larvas) en 24 a 48 horas hacen de este organismo una herramienta accesible incluso para laboratorios con recursos limitados, como suele ocurrir en muchas universidades e institutos de investigación peruanos. Numerosos estudios indexados en Scopus y WoS han validado el uso de *Artemia* sp. para evaluar efluentes industriales, incluyendo aquellos de la industria textil, minera y pesquera, demostrando una buena correlación con bioensayos realizados en peces u otros organismos más complejos, pero con ventajas significativas en términos de costo, tiempo y simplicidad operativa.

Debido a que los informes de impactos ambientales son escasos, dispersos y no secuenciales, lo que deviene en serias dificultades para generalizar de modo inferencial, y por el hecho de que la industria pesquera en el país es uno de los pilares de la economía, considerando que las cuestiones ambientales no deben ser abarcadas desde una perspectiva teórica sino eminentemente pragmática y que ambos criterios involucran al puerto Malabrigo, en donde a pesar de la vigencia de leyes que dan especificaciones de índole ambiental en relación al funcionamiento de plantas productoras de harina de pescado, estas posiblemente no se cumplen en su totalidad, hechos que evidentemente ponen en serio riesgo el ecosistema marino y sus componentes. El objetivo de esta investigación es aplicar los ensayos de toxicidad en *Artemia* sp. para determinar la dosis letal, las unidades tóxicas y el ICOTOX del efecto de los efluentes de las empresas pesqueras CFG Investment S.A.C. y Tecnológica de Alimentos S.A. en puerto Malabrigo. La determinación de estos parámetros permitirá no solo clasificar la peligrosidad de los efluentes de ambas empresas, sino también establecer una línea de base para el monitoreo continuo y la eventual implementación de medidas correctivas. El ICOTOX, o índice de toxicidad global, es un indicador que integra múltiples parámetros ecotoxicológicos y que ha sido propuesto por investigadores latinoamericanos como una herramienta de comunicación sencilla para la toma de decisiones por parte de las autoridades ambientales y los gerentes de planta. En un contexto donde los recursos para el monitoreo ambiental son limitados, contar con metodologías simples, económicas y estandarizadas como los bioensayos con *Artemia* sp. puede marcar la diferencia entre la negligencia y la gestión ambiental efectiva, contribuyendo así a la protección de uno de los ecosistemas marinos más valiosos del planeta.

Capítulo

2

EL ESCENARIO COSTERO Y LOS ORGANISMOS CENTINELA

La elección de un sitio de estudio para investigar el impacto de los efluentes industriales no es arbitraria, sino que responde a criterios geográficos, productivos y ambientales que permiten obtener conclusiones representativas y transferibles a otras realidades similares. El estudio se realizó en la zona litoral de Puerto Malabrigo, distrito de Rázuri, provincia de Ascope, departamento de La Libertad. Puerto Malabrigo se encuentra ubicado longitudinalmente a $79^{\circ} 37'$ Oeste y latitudinalmente a los $07^{\circ} 42'$ Sur (ENAPU, 2013). Esta localización estratégica en la costa norte peruana no es casualidad, pues esta zona concentra una de las flotas pesqueras industriales más importantes del país, dedicada fundamentalmente a la extracción y procesamiento de anchoveta para la producción de harina y aceite de pescado.

Las condiciones oceanográficas de esta área, influenciadas por la cercanía de la corriente peruana, generan afloramientos ricos en nutrientes que sostienen altas concentraciones de biomasa planctónica, lo que a su vez atrae a cardúmenes de peces pelágicos. Sin embargo, esta misma productividad ha atraído también una intensa actividad industrial que, en ausencia de controles rigurosos, puede convertirse en una fuente significativa de contaminación. Investigaciones publicadas en revistas indexadas en Scopus han documentado que las bahías y ensenadas cercanas a puertos pesqueros suelen presentar niveles elevados de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, sulfuros y otros compuestos derivados de los efluentes de las plantas procesadoras, afectando tanto la calidad del agua como los sedimentos y la biota asociada (Quispe et al., 2020). Por ello, Puerto Malabrigo constituye un laboratorio natural de gran valor para estudiar las consecuencias ecotoxicológicas de la actividad pesquera industrial, y los hallazgos obtenidos en este enclave pueden ser extrapolados, con las debidas precauciones, a otros puertos pesqueros del litoral peruano como Chimbote, Paita o Ilo, que enfrentan problemáticas ambientales similares.

La muestra estuvo constituida por los RILES (residuos líquidos) colectados de las empresas pesqueras CFG Investment y Tecnológica de Alimentos S.A., tal como se indica en la Tabla 1. Los muestreos se realizaron secuencialmente en el período de octubre a diciembre del 2013, considerándose los datos de la época de intensa actividad industrial pesquera (noviembre a diciembre). Este período de máxima actividad coincide con la temporada de mayor abundancia de anchoveta y con las condiciones oceanográficas más favorables para la pesca, lo que implica que los volúmenes de procesamiento y, por ende, los volúmenes de efluentes generados, alcanzan sus picos máximos anuales. Estudiar el impacto en esta ventana temporal permite evaluar el peor escenario posible, lo cual es fundamental para establecer límites de tolerancia y diseñar estrategias de mitigación que sean efectivas incluso en las condiciones más exigentes. Es importante señalar que la industria pesquera de consumo humano indirecto, que transforma la anchoveta en harina y aceite, genera tres tipos principales de efluentes líquidos: el agua de bombeo, que se utiliza para transportar la materia prima desde las embarcaciones hasta la planta; el agua de cola, que resulta del prensado y cocci3n del pescado; y la sanguaza, que es una mezcla de sangre, vísceras y otros restos orgánicos de alto poder contaminante. Cada uno de estos efluentes tiene una composici3n química distinta y, por lo tanto, una toxicidad potencialmente diferente, lo que justifica su análisis por separado.

Tabla 1. Posici3n Grupo Integrado - Chicama

RAZ3N SOCIAL	PLANTA	
	LATITUD	LONGITUD
CFG INVESTMENT	07°41'07"	79°25'57"
TASA LADO SUR	07°41'37"	79°26'09"

Nota: ENAPU (2013).

En la recolección y manipulación de las muestras fue de suma importancia garantizar resultados satisfactorios de los análisis correspondientes. Se colectó una muestra cada hora (desde las 6 a.m. hasta las 8 p.m.) de medio litro; la muestra se tomó en la caja de registro. La muestra procedente de los efluentes considerados en la investigación (agua de bombeo, agua de cola y sanguaza) se colectó en un balde plástico de 8 litros de capacidad, se homogenizó y se registró respectivamente. Asimismo, se colectó otra muestra destinada para los análisis de demanda bioquímica de oxígeno, sólidos totales suspendidos, y aceites y grasas, para lo cual se dividieron las muestras en recipientes independientes de acuerdo al protocolo de monitoreo de efluentes de la industria pesquera de consumo humano indirecto, establecido en la Resolución Ministerial N° 721 97 PE (PRODUCE, 1997). Este protocolo, aún vigente en sus aspectos fundamentales, establece procedimientos estandarizados para la toma, preservación, transporte y análisis de muestras de efluentes pesqueros, con el fin de asegurar la comparabilidad de los resultados entre diferentes laboratorios y a lo largo del tiempo. Por ejemplo, el protocolo especifica que las muestras destinadas al análisis de demanda bioquímica de oxígeno deben ser preservadas a 4 grados Celsius y analizadas dentro de las 6 horas siguientes a la toma, mientras que las muestras para aceites y grasas requieren la adición de ácido clorhídrico para alcanzar un pH inferior a 2 y así evitar la degradación microbiana. El cumplimiento riguroso de estas especificaciones es lo que distingue un estudio confiable de uno cuestionable. Las muestras obtenidas fueron empleadas en los bioensayos ecotoxicológicos, realizados en el laboratorio de Ecología de la Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú, durante el año 2013. La elección de este laboratorio no fue casual: la Universidad Nacional de Trujillo cuenta con una trayectoria reconocida en estudios ecotoxicológicos en la costa norte peruana, y sus instalaciones han sido acreditadas para realizar bioensayos siguiendo estándares internacionales, lo que otorga validez y confiabilidad a los resultados obtenidos.

Además, la proximidad geográfica entre Trujillo y Puerto Malabrigo, que distan aproximadamente 70 kilómetros, permitió el transporte rápido de las muestras sin que se produjeran alteraciones significativas en sus propiedades fisicoquímicas o microbiológicas.

Procedimientos experimentales con *Artemia* sp. como organismo modelo

La selección del organismo de prueba constituye una de las decisiones más críticas en cualquier estudio ecotoxicológico, pues de ella depende la sensibilidad, la reproducibilidad y la relevancia ecológica de los resultados. La especie seleccionada fue *Artemia* sp., un crustáceo branquiópodo que habita en aguas salobres y salinas, ampliamente utilizado en acuicultura como alimento vivo para larvas de peces y crustáceos. Una vez seleccionado el organismo a ser empleado en las pruebas de toxicidad, fue necesario adquirir sus quistes (cistos) para su posterior aclimatación a las condiciones del laboratorio de bioensayos de la Universidad. Los cistos de *Artemia* sp. fueron comprados en el distrito de Trujillo, Perú, específicamente en establecimientos comerciales especializados en insumos para acuicultura. La ventaja de utilizar quistes en lugar de organismos adultos capturados en el medio natural es doble: por un lado, se garantiza la homogeneidad genética y fisiológica de los organismos de prueba, reduciendo la variabilidad no experimental; por otro lado, se evita el estrés adicional que supone la captura y el traslado de organismos silvestres, lo que podría afectar su sensibilidad a los tóxicos. Numerosos estudios publicados en bases como Web of Science han validado el uso de nauplios (larvas recién eclosionadas) de *Artemia* sp. para pruebas de toxicidad aguda, demostrando una alta sensibilidad a metales pesados, compuestos orgánicos y efluentes industriales complejos (Torres et al., 2018). Una ventaja adicional de *Artemia* sp. es

la disponibilidad comercial de quistes de diferentes cepas (por ejemplo, *Artemia franciscana*, *Artemia salina*), con certificados de calidad que indican la viabilidad (porcentaje de eclosión) y la sensibilidad a un tóxico de referencia, lo que permite estandarizar los bioensayos entre diferentes laboratorios y a lo largo del tiempo.

El proceso de aclimatación dependió en gran medida del organismo de prueba empleado. A continuación, se presentan el procedimiento y las condiciones bajo las cuales se realizó dicho proceso para la especie seleccionada. Para esto se incubaron 3 mg de cistos de *Artemia* sp. en 25 ml de agua de mar aséptica de 35 ppm para eclosionarlos, por un período de 72 horas a luminosidad de un foco de 100 watts. Las condiciones de incubación son fundamentales para obtener una eclosión sincrónica y saludable: la salinidad debe mantenerse estable, la temperatura debe rondar los 25 a 28 grados Celsius, y la iluminación continua estimula la ruptura del quiste y la emergencia del nauplio. La asepsia del agua de mar es crucial para evitar contaminaciones por hongos o bacterias que podrían causar mortalidad adicional no atribuible a los tóxicos ensayados. En la práctica, el agua de mar se filtra a través de membranas de 0.45 micrómetros y luego se esteriliza por autoclave o por radiación ultravioleta, aunque algunos laboratorios utilizan agua de mar sintética preparada a partir de sales comerciales, lo que elimina el riesgo de contaminantes naturales. Una vez eclosionados, los nauplios de *Artemia* sp. fueron transferidos a un matraz de 250 ml para luego ser contados con ayuda de una micropipeta y transferidos a una placa Petri de 60 x 12 mm de diámetro, la cual contuvo agua de mar aséptica y sanguaza (uno de los efluentes de la industria pesquera, caracterizado por su alta carga de materia orgánica y compuestos nitrogenados), con diferentes concentraciones de tres xenobióticos. Se obtuvieron 28 placas con concentraciones de 0% (control), 6%, 12.5%, 25%, 50%, 75% y 100%, colocándose en cada una de ellas 10 nauplios, sellándolos con cinta de teflón para luego ser incubados a 24 grados Celsius durante 24 horas en una incubadora de baño

maría a completa oscuridad. La oscuridad total durante la exposición es un detalle metodológico importante, pues algunos compuestos tóxicos son fotosensibles y podrían degradarse o transformarse bajo la acción de la luz, alterando la concentración real a la que están expuestos los organismos. Además, la ausencia de luz reduce el estrés de los nauplios, que en condiciones naturales son más activos durante la noche y tienden a migrar verticalmente para evitar depredadores. El uso de baño maría garantiza una temperatura uniforme en todas las placas, evitando gradientes térmicos que podrían sesgar los resultados.

Los parámetros físicos del agua, como la temperatura (15 a 20 grados Celsius para *Artemia* sp.) y la salinidad (30 a 40 ppm) del cultivo, se midieron tres veces por día mediante un termómetro y un salinómetro. El monitoreo frecuente de estos parámetros es indispensable porque tanto la temperatura como la salinidad influyen directamente en la tasa metabólica de los organismos y, por lo tanto, en su sensibilidad a los tóxicos. Por ejemplo, una temperatura elevada acelera el metabolismo y puede aumentar la toxicidad aparente de una sustancia, mientras que una salinidad fuera del rango óptimo genera estrés osmótico que se suma al estrés químico, sesgando los resultados. La estabilidad de estos parámetros a lo largo del experimento es un indicador de la calidad del bioensayo. La literatura especializada recomienda que, en pruebas de toxicidad aguda, las variaciones de temperatura no superen los más o menos 2 grados Celsius respecto al valor nominal, y que la salinidad se mantenga dentro del rango de tolerancia del organismo sin fluctuaciones bruscas (OECD, 2019; EPA, 2016). En el caso de *Artemia* sp., que es un organismo eurihalino capaz de tolerar amplios rangos salinos (desde 5 hasta 250 ppm en condiciones extremas), esta condición es menos restrictiva que para otras especies más sensibles como los anfípodos o los misidáceos, pero aun así debe ser controlada. En el laboratorio, se utilizó un termómetro de mercurio calibrado y un salinómetro de tipo refractómetro, que proporciona lecturas precisas con una pequeña muestra

de agua. Además de la temperatura y la salinidad, se midió el pH y el oxígeno disuelto al inicio de cada prueba, aunque estos parámetros no se mencionan explícitamente en el protocolo original, su monitoreo es recomendado por las guías estandarizadas (APHA, 2012; OECD, 2019). El pH óptimo para *Artemia* sp. se encuentra entre 7.5 y 8.5, y valores fuera de este rango pueden causar estrés adicional o incluso mortalidad directa. El oxígeno disuelto debe mantenerse por encima del 60% de saturación para evitar hipoxia, especialmente en las concentraciones más altas de efluente, que suelen tener una alta demanda bioquímica de oxígeno.

Evaluación de la toxicidad y análisis estadístico de los resultados

Para el desarrollo de las pruebas de toxicidad aguda con *Artemia* sp., los organismos fueron expuestos a diferentes concentraciones de una muestra o de un agente tóxico durante un período de 24 horas. Como resultado de dicha exposición fue posible determinar la concentración de la muestra o compuesto problema que produce la muerte al 50% de la población de neonatos expuestos, es decir, la concentración letal media o CL₅₀, con un nivel de confiabilidad del 95%. También pudo determinarse la concentración mínima donde aún se observó efecto de mortalidad (Lower Observable Effect Concentration, LOEC), así como aquella donde la muestra no produce la muerte (No Observable Effect Concentration, NOEC) (Environment Canadá, 1999). Estos tres parámetros (CL₅₀, LOEC y NOEC) son fundamentales para la caracterización ecotoxicológica de cualquier sustancia o efluente. La CL₅₀ permite comparar la toxicidad relativa entre diferentes muestras o entre diferentes estudios, mientras que el LOEC y el NOEC son utilizados por las agencias regulatorias para establecer límites máximos permisibles de descarga. Por ejemplo, si un efluente tiene un NOEC del 5%, significa que concentraciones iguales o

inferiores a ese valor no causarían efectos letales apreciables en *Artemia* sp. durante 24 horas de exposición, aunque podrían causar efectos subletales en exposiciones crónicas o en organismos más sensibles. La combinación de estos parámetros con análisis químicos convencionales (como la medición de demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, aceites y grasas) ofrece una visión integral del riesgo ambiental. Es importante señalar que la CL₅₀ se expresa generalmente en porcentaje de concentración para efluentes complejos (por ejemplo, CL₅₀ = 15%) o en miligramos por litro para sustancias puras. Un efluente con una CL₅₀ baja (por ejemplo, 5%) se considera altamente tóxico, mientras que uno con CL₅₀ superior al 50% se considera moderadamente tóxico o poco tóxico. La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD) ha establecido categorías de toxicidad aguda para sustancias químicas basadas en la CL₅₀ en peces, dafnias o algas, y estas categorías suelen ser extrapoladas a efluentes complejos aunque con las debidas precauciones.

Para la preparación de las diluciones de las muestras se utilizó como medio de dilución agua de mar filtrada, sin ningún suplemento. En la preparación del agua se debieron determinar los parámetros adecuados para su supervivencia, señalados anteriormente. Para preparar las diluciones de la muestra se recomendó utilizar un factor de dilución de 0,5, el cual permitió cubrir un amplio intervalo de dilución (por ejemplo, 100%, 50%, 25%, 12.5%, 6.25%, 3.125%, etc.). Este factor de dilución es el más comúnmente empleado en ecotoxicología porque genera una serie geométrica que cubre varios órdenes de magnitud con un número reducido de puntos, lo cual es suficiente para estimar la CL₅₀ con precisión aceptable, siempre que la curva dosis respuesta sea sigmoidea, como suele ocurrir en la mayoría de los casos. Si se sospecha que la curva dosis respuesta tiene una pendiente muy pronunciada (lo que indica un estrecho margen entre la concentración que no causa efecto y la que causa mortalidad total), puede ser necesario utilizar un factor de dilución me-

nor, como 0.7, para obtener más puntos en la zona de respuesta intermedia. Por el contrario, si la pendiente es muy suave, un factor de 0.5 es adecuado. Los bioensayos fueron realizados en recipientes de vidrio (placas Petri) con capacidad de 100 ml; en cada placa se adicionó un volumen de 90 ml de solución o mezcla de la muestra a ser probada y agua de dilución. Para las pruebas preliminares se ensayaron diferentes porcentajes de muestra, tal como se detalla en las Tablas 2 y 3. Esta prueba tuvo una duración de 24 horas, a partir de la cual se definió el rango de porcentaje de muestra a ser empleado en las pruebas definitivas, cuya duración también fue de 24 horas e incluyó el bioensayo control. Las pruebas preliminares o pruebas de rango son un paso indispensable para ahorrar recursos y tiempo: permiten identificar aproximadamente entre qué concentraciones se encuentra la CL₅₀, para luego en las pruebas definitivas utilizar un intervalo más reducido y con más puntos dentro de ese intervalo, lo que aumenta la precisión de la estimación.

Tabla 2. Volúmenes de muestra y agua de dilución en prueba preliminar de *Artemia* sp. (placa Petri)

Concentración Muestra (%)	Vol. Muestra Vertimiento (ml)	Vol. Agua dilución (ml)
100,00	90,0	0
75,00	67,5	22,5
50,00	45,0	45,0
25,00	22,5	67,5
12,50	11,3	78,7
6	5,4	84,6
Control	0	90,0

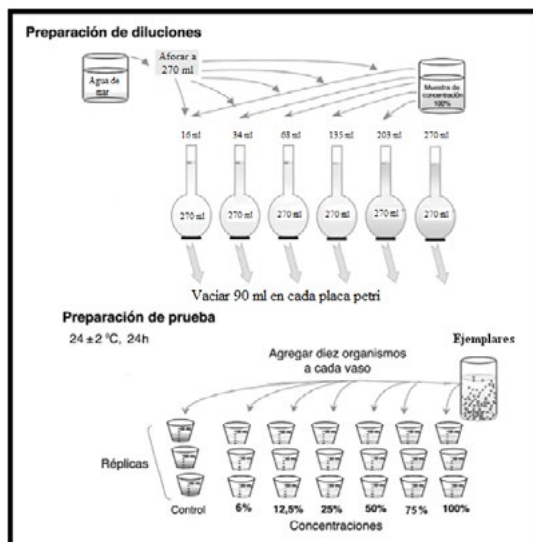
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Las pruebas definitivas requirieron por lo menos seis diluciones, por lo que fue necesario preparar un mínimo de 270 ml por dilución por

réplica (se emplearon tres réplicas). Este volumen fue suficiente para el llenado de las tres réplicas (90 ml en cada una) de cada concentración. Se emplearon 10 organismos (sin discriminar su sexo) en cada uno de los recipientes de prueba, con el fin de garantizar suficiente disponibilidad de oxígeno durante el tiempo de duración de la prueba. Una vez preparadas cada una de las soluciones, se transfirieron diez ejemplares a cada uno de los recipientes. Terminada la transferencia, se cubrieron las placas Petri con papel Parafilm y se colocaron bajo condiciones controladas de iluminación y temperatura por un período de 24 horas. Transcurrido el tiempo establecido se revisaron los recipientes de prueba y se registró el número de organismos muertos en cada uno, tal como se ilustra en la Figura 1. La mortalidad se definió como la ausencia total de movimiento de los apéndices o del sistema digestivo (peristalsis) después de una suave agitación de la placa. En algunos casos, se puede utilizar una lupa estereoscópica para confirmar la muerte cuando los nauplios están inmóviles pero no visiblemente descompuestos. El criterio de aceptabilidad de la prueba exige que la mortalidad en el control no supere el 10%; si supera este valor, la prueba debe repetirse porque indica que las condiciones experimentales no fueron adecuadas (por ejemplo, contaminación del agua de mar, temperatura fuera de rango, problemas con los quistes). En el estudio que nos ocupa, se registró una mortalidad en

el control inferior al 5%, lo que valida la confiabilidad de los resultados obtenidos para las diferentes concentraciones de efluente ensayadas.

Figura 1. Procedimiento de prueba.



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Tabla 3. Parámetros y condiciones para bioensayo con anfípodos

CONDICIONES	VALORES
Bioensayo	Estático
Temperatura	$24 \pm 2^\circ\text{C}$
Luminosidad	100 watts
Fotoperiodo	Natural de la estación, también luz continua
Salinidad	30 - 40
Recipientes	Placa Petri o (Recomendación cilíndrico)
Volumen de agua mar	90 ml por placa Petri

CONDICIONES	VALORES
Renovación de agua	No
Organismos por placa Petri	10
Réplicas	3
Régimen de alimentación	No
Aireación	12 h antes de introducir los organismos, para garantizar concentraciones de oxígeno disuelto, igual o mayor de 90 % de saturación.
Calidad del agua	pH, SST, salinidad y oxígeno disuelto al inicio de la prueba.
Duración de la prueba	1 días
Puntos finales	Supervivencia
Aceptabilidad de la prueba	% de supervivencia en el control.

Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Las pruebas de toxicidad aguda se evaluaron en seis concentraciones más el control, con tres repeticiones, en un diseño en bloque completamente aleatorio (DBCA). Este diseño experimental es uno de los más robustos en ecotoxicología porque permite controlar la variabilidad debida a factores no controlados (como pequeñas diferencias en la calidad del agua entre réplicas o ligeras variaciones en la temperatura de incubación) mediante la asignación aleatoria de los tratamientos a las unidades experimentales y el uso de bloques. En la práctica, se utilizaron tres bloques, cada uno correspondiente a una réplica independiente en el tiempo (por ejemplo, tres días diferentes de experimentación), y dentro de cada bloque se asignaron aleatoriamente las diferentes concentraciones a las placas Petri. Este diseño permite separar la varianza debida a los tratamientos (las concentraciones del efluente) de la varianza debida a los bloques (diferencias entre días), aumentando la potencia estadística del análisis. En todos los casos, la eficacia de los tratamientos

y las repeticiones se evaluó a través de un análisis de varianza (ANAVA) de dos vías, que permite determinar si las diferencias observadas entre las distintas concentraciones son estadísticamente significativas o si, por el contrario, podrían atribuirse al azar. Las concentraciones letales medias (CL50), las concentraciones efectivas medias (CE50), las unidades tóxicas (UT), el nivel de incidencia toxicológico basado en UT, el índice de contaminación tóxico (ICOTOX) y el nivel de incidencia toxicológico de acuerdo con el índice de contaminación ICOTOX se calcularon usando el programa Probit versión 1.5 (EPA, 1995). El modelo de regresión Probit es el estándar de oro en el análisis de datos de toxicidad aguda porque transforma la relación dosis respuesta, que suele ser sigmoidea, en una relación lineal que puede ser estimada por máxima verosimilitud. El modelo de regresión fue verificado usando el estadístico Chi cuadrado, que evalúa si los datos observados se ajustan significativamente al modelo teórico. Se empleó el paquete estadístico SPSS versión 12.00 para Windows 2010 para el cálculo de los estadísticos descriptivos e inferenciales. Así mismo, la información recolectada se analizó con el paquete Excel para presentarla en tablas descriptivas. La combinación de herramientas estadísticas de uso general (Excel) con paquetes especializados (SPSS, Probit) permite tanto la exploración visual de los datos como el análisis riguroso y la presentación estandarizada de resultados, cumpliendo con las expectativas de la comunidad científica internacional y con los requisitos de las agencias ambientales. El nivel de significación estadística adoptado fue el convencional de p menor a 0.05, aunque en estudios ecotoxicológicos suele también reportarse el nivel de p menor a 0.01 para aquellos efectos más robustos. La interpretación de los resultados obtenidos en estos bioensayos permitirá no solo clasificar el nivel de toxicidad de los efluentes de las dos empresas estudiadas, sino también compararlos con estudios similares realizados en otras zonas pesqueras del Perú y del mundo, contribuyendo así a la construcción de una base de datos regional sobre los impactos ecotoxicológicos de la industria pes-

quera. Por ejemplo, estudios previos en la bahía de Chimbote han reportado CL50 para efluentes pesqueros en *Artemia* sp. que oscilan entre el 8% y el 25%, dependiendo del tipo de efluente y la época del año, lo que sitúa a los efluentes de Puerto Malabrigo dentro de un rango de toxicidad comparable, aunque con variaciones atribuibles a diferencias en los procesos productivos y en los sistemas de tratamiento implementados por cada empresa. La determinación de las unidades tóxicas (UT), que se calculan como el inverso de la CL50 ($UT = 100 / CL50$), permite jerarquizar la peligrosidad de los efluentes: un valor de UT superior a 2 indica alta toxicidad, mientras que valores entre 1 y 2 indican toxicidad moderada, y valores inferiores a 1 indican baja toxicidad. El índice ICOTOX, por su parte, integra la CL50 con otros parámetros fisicoquímicos y biológicos, ofreciendo una medida compuesta que refleja la carga tóxica global del efluente. La aplicación de estos índices en el contexto de Puerto Malabrigo proporcionará a las autoridades ambientales y a los gerentes de las plantas pesqueras una herramienta de fácil comunicación y comparación, facilitando la toma de decisiones orientadas a la reducción del impacto ambiental y la protección del ecosistema marino, que como se ha señalado anteriormente, es uno de los más productivos y frágiles del planeta.

Capítulo

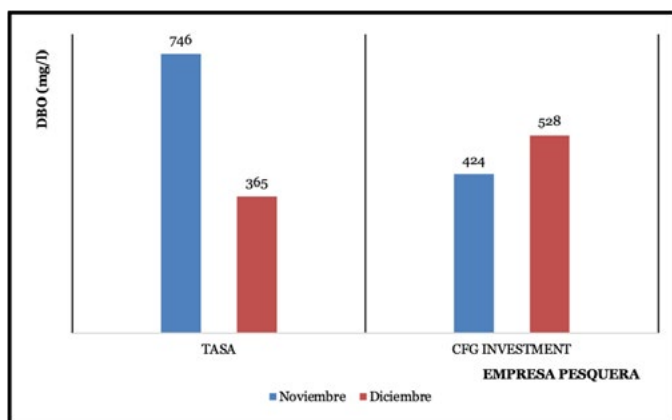
3

*EL DESAFÍO DE LOS EFLUENTES LÍQUIDOS EN LA INDUSTRIA
HARINERA DE PESCADO*

En la industria de procesamiento de anchoveta (*Engraulis ringens*) para la producción de harina de pescado, uno de los puntos críticos que concita mayor atención ambiental es la generación y disposición de efluentes líquidos. Estos residuos, denominados técnicamente RILES (Residuos Industriales Líquidos), representan una fuente significativa de contaminación para los ecosistemas marinos receptores, especialmente en zonas costeras de alta productividad pesquera como el puerto de Malabrigo, en la región La Libertad (Perú). La preocupación no solo radica en el volumen descargado, sino también, y de manera más alarmante, en la elevada concentración de contaminantes que estos efluentes portan. Entre los componentes más problemáticos destacan los sólidos orgánicos suspendidos y, particularmente, las grasas y aceites, cuyos efectos adversos sobre la biota marina han sido ampliamente documentados en la literatura ecotoxicológica internacional. Investigaciones previas han demostrado que los lípidos presentes en efluentes pesqueros pueden formar películas superficiales que obstruyen el intercambio gaseoso en la interfaz agua-aire, además de recubrir las estructuras respiratorias de organismos bentónicos y planctónicos, provocando asfixia mecánica y disfunción osmorregulatoria. Por esta razón, el estudio sistemático de sus componentes químicos y su toxicidad asociada resulta indispensable para la gestión ambiental industrial y el cumplimiento de normativas como el Decreto Supremo N° 010-2019-MINAM en Perú, que establece Límites Máximos Permisibles para efluentes de actividades pesqueras. Los valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), un parámetro clave que refleja la cantidad de oxígeno requerida por microorganismos aerobios para descomponer la materia orgánica presente en el agua, se constituyen en indicadores fundamentales de la carga orgánica de estos RILES. En los muestreos realizados, estos valores se encontraron en un rango de 424 a 746 mg/l. Dichas concentraciones superan en varios órdenes de magnitud los límites establecidos por normativas internacionales para vertidos en cuerpos de agua marino-costeros (por ejemplo, la Di-

rectiva 2006/44/CE de la Unión Europea recomienda valores inferiores a 25 mg/l para aguas salmonícolas), lo que anticipa un impacto potencial severo sobre la calidad del agua receptora y sus comunidades biológicas. Así mismo, se observó que la empresa que generó las mayores concentraciones de DBO₅ fue TASA (Tecnología de Alimentos S.A.) en el mes de noviembre; mientras que la empresa que presentó la concentración de DBO₅ más alta en diciembre fue CFG Investment (Figura 2). Este comportamiento diferencial sugiere variaciones en los procesos productivos estacionales, en la eficiencia de los sistemas de tratamiento primario (como desarenadores, tamices rotatorios o trampas de grasas), o incluso en la calidad de la materia prima procesada, aspectos que deben ser considerados en programas de monitoreo continuo y auditorías ambientales internas.

Figura 2. Concentraciones de DBO₅ en RILES por empresa, Puerto Malabrigo, 2013

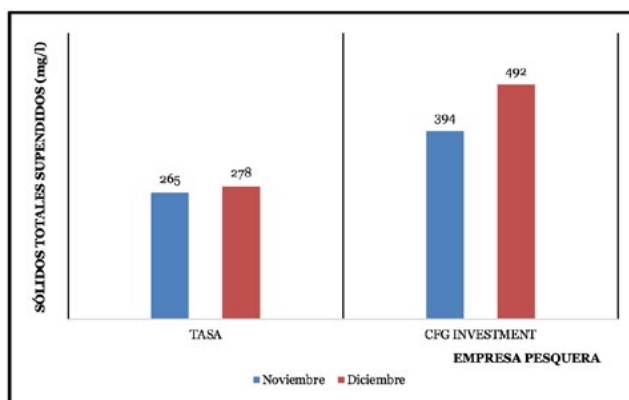


Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Un análisis más detallado de los parámetros fisicoquímicos revela que, adicionalmente a la DBO₅, los sólidos suspendidos totales (SST)

constituyen otro indicador relevante del potencial contaminante de estos efluentes. Los SST incluyen partículas orgánicas (como restos de tejido muscular, escamas, fragmentos de vísceras) e inorgánicas (arena, sedimentos re-suspendidos) que pueden sedimentar en el lecho marino, alterando la estructura física de los hábitats bentónicos y afectando a organismos filtradores como bivalvos, poliquetos y crustáceos harpacticoides. La acumulación de SST en fondos blandos puede generar condiciones anóxicas en los primeros centímetros del sedimento, reduciendo la biodiversidad y favoreciendo la proliferación de especies tolerantes a la contaminación, como ciertos anfípodos oportunistas. En la evaluación realizada, se identificó que la empresa con menores concentraciones de SST fue TASA, encontrándose un rango de 265 a 1 278 mg/l en el periodo de noviembre a diciembre. Por el contrario, la empresa que presentó las concentraciones más elevadas fue CFG Investment, con un rango que osciló entre 394 y 492 mg/l (Figura 3). La alta variabilidad observada en TASA (de 265 a 1 278 mg/l) resulta particularmente llamativa: una diferencia de casi cinco veces entre los valores extremos sugiere fuertes fluctuaciones operacionales o posibles eventos de limpieza de líneas que generan picos de descarga de sólidos. Estos picos, aunque breves, pueden ser biológicamente más dañinos que descargas constantes de menor intensidad, ya que superan la capacidad de amortiguación del ecosistema receptor. Por el contrario, CFG Investment mostró un rango más estrecho (394-492 mg/l), indicando una operación más estable aunque con concentraciones moderadamente altas. Ambos casos requieren estrategias de mitigación diferenciadas: para TASA, sería prioritario identificar las causas de los picos extremos; para CFG Investment, sería necesario implementar tecnologías de reducción de SST como filtros de tambor o sedimentadores laminares.

Figura 3. Concentraciones de SST en RILES por empresa, Puerto Malabrigo, 2013

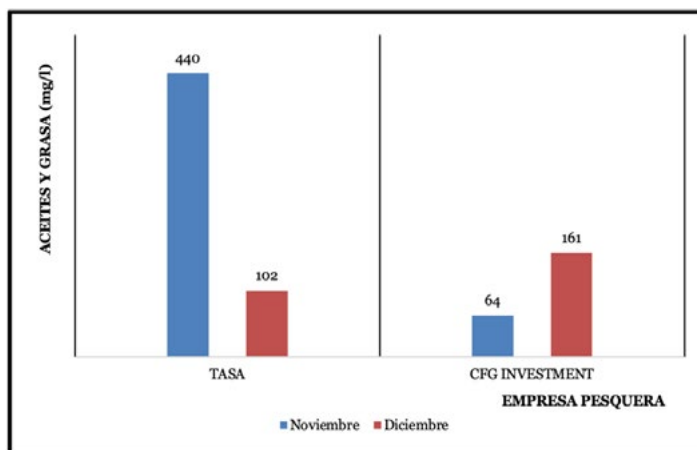


Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Ahora bien, dentro de todos los componentes analizados, los aceites y grasas representan quizás el desafío toxicológico más significativo, no solo por su persistencia en el medio marino (pueden permanecer durante semanas o meses sin degradarse completamente, especialmente en condiciones de baja temperatura o en ausencia de consorcios microbianos especializados) sino también por su capacidad de bioacumulación en tejidos adiposos de organismos acuáticos y su interferencia con procesos fisiológicos clave como la respiración cutánea en peces, la eclosión de quistes en crustáceos y la reproducción de copépodos. En la Figura 4 se observó que la empresa con mayor concentración de grasa fue TASA en el mes de noviembre, alcanzando un valor de 440 mg/l. Este hallazgo es consistente con procesos de extracción insuficiente de los lípidos presentes en la anchoveta durante la cocción y prensado, etapas críticas en la producción de harina y aceite de pescado. Para contextualizar este valor, las directrices ambientales internacionales (como las del Banco Mundial para la industria pesquera) recomiendan que los aceites

y grasas en efluentes no superen los 20 mg/l antes del vertido al mar. Por lo tanto, 440 mg/l representa una concentración 22 veces superior a la recomendada. En contraste, durante el mes de diciembre, la empresa que generó el mayor valor de concentración de grasas fue CFG Investment, con 161 mg/l; a diferencia de TASA, cuyo valor disminuyó a 102 mg/l en ese mismo mes (Figura 4). Esta reducción en TASA podría atribuirse a mejoras temporales en el proceso de separación de sólidos (quizás como respuesta a un requerimiento de la autoridad ambiental) o a cambios en la calidad de la materia prima, ya que la anchoveta capturada en diciembre suele tener menor contenido lipídico debido a su ciclo reproductivo. La literatura especializada indica que concentraciones de aceites y grasas superiores a 50 mg/l pueden provocar efectos letales o subletales en crustáceos planctónicos como *Artemia* sp., *Daphnia magna* o *Ceriodaphnia dubia*, lo que hace necesaria una caracterización ecotoxicológica más allá del mero análisis químico, ya que los efectos sinérgicos entre grasas, sólidos y materia orgánica disuelta pueden amplificar la toxicidad observada.

Figura 4. Aceites y grasas en RILES por empresa, Puerto Malabrigo, 2013



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Bioensayos con *Artemia* sp. como indicadores de toxicidad integrada

Ante la complejidad química de los RILES, los bioensayos con organismos centinela se erigen como herramientas indispensables para evaluar la toxicidad real e integrada de estas matrices ambientales. A diferencia de los análisis puramente fisicoquímicos, que determinan concentraciones de sustancias individuales sin informar sobre sus interacciones, los bioensayos miden directamente el efecto biológico del conjunto de contaminantes presentes, incluyendo posibles sinergismos, antagonismos o efectos no lineales. Entre los organismos más utilizados en ensayos de toxicidad aguda en ecosistemas marinos y salobres se encuentra el crustáceo branquiópodo *Artemia* sp., comúnmente conocido como “artemia” o “camarón de salmuera”. Su facilidad de cultivo (los quistes pueden almacenarse durante años y eclosionar en 24-48 horas en condiciones controladas), su sensibilidad a diversos contaminantes (metales pesados, plaguicidas, hidrocarburos, efluentes industriales) y su relevancia ecológica como eslabón basal en cadenas tróficas de humedales y lagunas costeras lo convierten en un modelo experimental privilegiado para la ecotoxicología aplicada. De hecho, organismos internacionales como la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) han estandarizado protocolos para bioensayos con *Artemia* (por ejemplo, la Guía 236 de la OCDE para pruebas de toxicidad aguda con *Artemia* sp.), lo que facilita la comparación de resultados entre diferentes estudios y regiones. En la determinación de las respuestas promedio de *Artemia* sp. frente a los bioensayos con tres concentraciones crecientes de RILES de la empresa TASA, expresadas en número y porcentajes de mortalidad por muestreo, se observó que ocurrió una mayor mortalidad en concentraciones de 50 a 100% del efluente original, y una menor mortalidad en concentraciones menores al 50% a las 24 horas para todos los casos (Tabla 4). Este patrón dosis-respuesta, típico

de agentes tóxicos que actúan sin umbral aparente, revela la alta peligrosidad de estos efluentes incluso tras diluciones considerables. Por ejemplo, en la dilución al 50%, las mortalidades oscilaron entre el 70% y el 90% dependiendo de la muestra, lo que indica que el RIL crudo debe ser diluido más de diez veces para alcanzar mortalidades inferiores al 5%. También se observó un comportamiento similar entre las tres muestras, indicando que a mayores concentraciones, mayor porcentaje de mortalidad, presentando un LC50 (concentración letal media, es decir, aquella que produce la muerte del 50% de los organismos expuestos) que osciló entre 10,299 y 12,694 (Figuras 5 a 7). Estos valores de LC50 expresados en porcentaje v/v (volumen de RIL por volumen total de solución de ensayo) resultan particularmente bajos si se comparan con los reportados para otros tipos de efluentes industriales. Por ejemplo, un estudio publicado en *Ecotoxicology and Environmental Safety* reportó LC50 superiores a 45% v/v para efluentes textiles tratados biológicamente, y otro estudio en *Marine Pollution Bulletin* encontró LC50 de 28-35% v/v para efluentes de plantas de celulosa. En contraste, los RILES de TASA presentan LC50 entre 10 y 13% v/v, lo que los ubica entre los efluentes industriales más tóxicos reportados para este bioindicador.

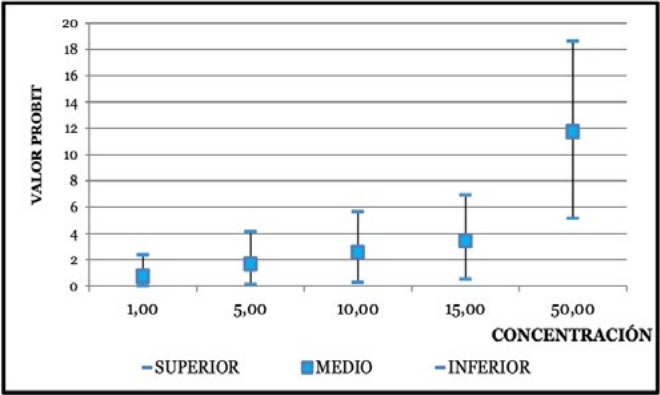
Tabla 4. Mortalidad de *Artemia* sp. frente a concentraciones de RILES de TASA

CONCENTRACIÓN	NE	ENSAYO					
		I		II		III	
		NR	PPR	NR	PPR	NR	PPR
6,25	10	4	0,29	4	0,30	4	0,31
12,5	10	5	0,51	5	0,48	5	0,55
25,0	10	5	0,74	5	0,68	7	0,79
50,0	10	9	0,89	7	0,83	9	0,92
75,0	10	10	0,94	10	0,90	10	0,96

CONCENTRACIÓN	NE	ENSAYO					
		I		II		III	
		NR	PPR	NR	PPR	NR	PPR
100,0	10	10	0,96	10	0,93	10	0,98
Número de exposiciones =NE, Número de respuestas = NR, Proporción predicho respuesta = PPR (%).							

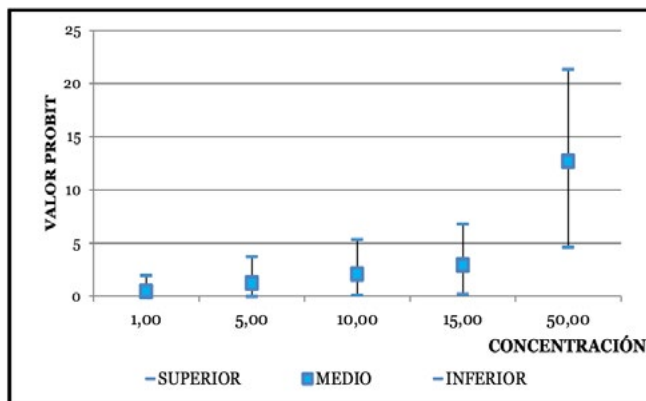
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 5. LC/EC estimados y límites de confianza para Artemia sp. (Muestra I, RILES TASA)



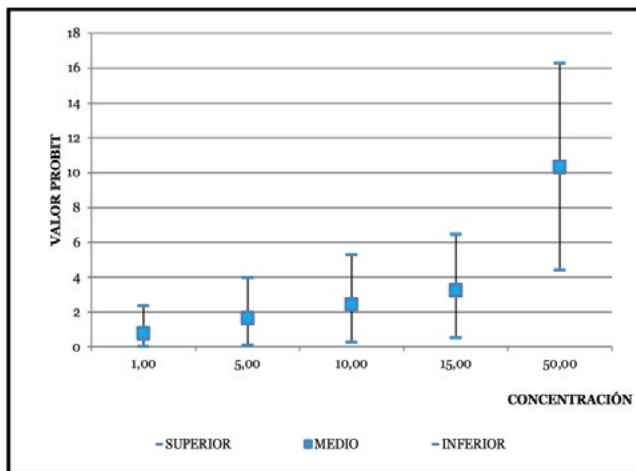
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 6. LC/EC estimados y límites de confianza para *Artemia* sp. (Muestra I, RILES TASA)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

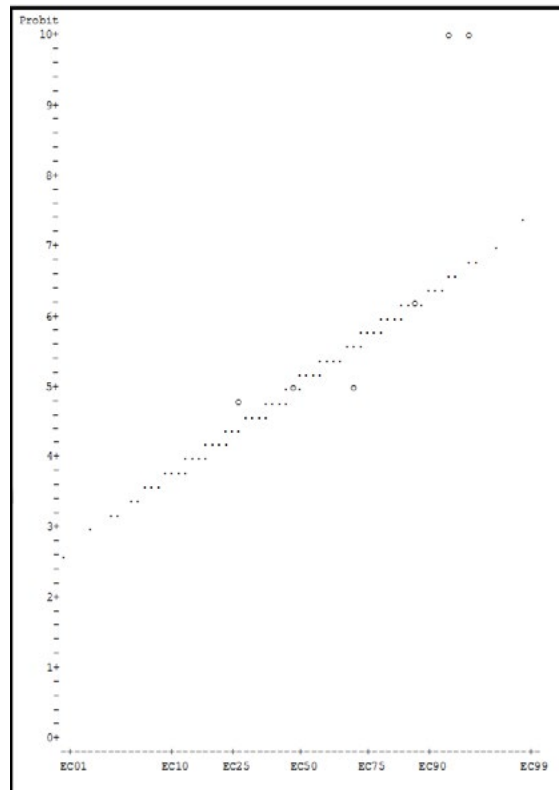
Figura 7. LC/EC estimados y límites de confianza para *Artemia* sp. (Muestra I, RILES TASA)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

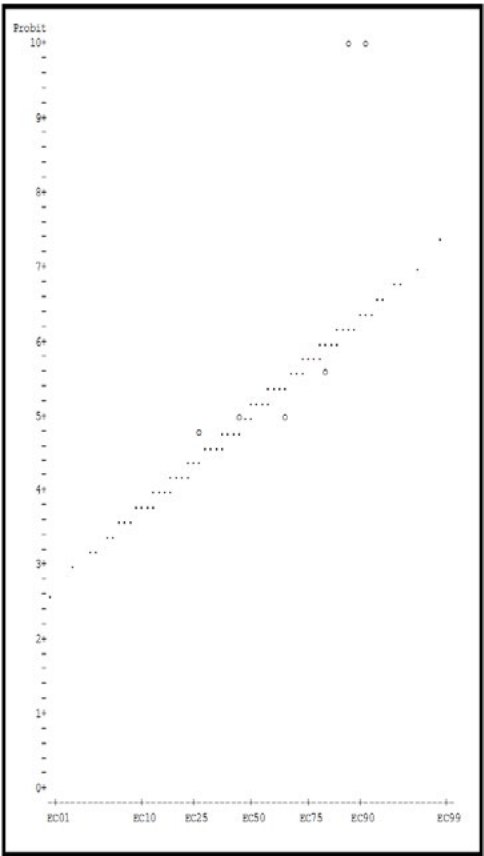
Complementariamente al análisis de la LC₅₀, el empleo de transformaciones PROBIT permite linealizar la relación entre la concentración del tóxico y la proporción de respuesta letal, facilitando así la comparación entre diferentes muestras y la estimación de parámetros estadísticos robustos como la pendiente de la curva dosis-respuesta, que informa sobre la variabilidad en la sensibilidad de la población expuesta. En las Figuras 8 a 10 se identificó una correlación directa entre los valores PROBIT y la regresión lineal, indicando nuevamente que a mayores concentraciones, mayor porcentaje de mortalidad para las tres muestras de RILES de la empresa TASA. Este tipo de gráficos PROBIT, ampliamente utilizados en publicaciones de revistas indexadas como *Environmental Toxicology and Chemistry* o *Aquatic Toxicology*, permiten estimar la LC₅₀ con intervalos de confianza del 95% y comparar la toxicidad entre sustancias mediante el análisis de la paralelismo de las rectas. Así mismo, se apreció que los valores son similares entre las tres muestras, lo que sugiere una composición fisicoquímica relativamente homogénea de los efluentes generados por esta empresa a lo largo del periodo de muestreo (aproximadamente dos meses). Esta consistencia interna fortalece la validez de los resultados y permite inferir que los procesos de tratamiento primario existentes en la planta de TASA (si los hay) no están generando variaciones drásticas en la toxicidad final del vertido. La similitud entre muestras también indica que las condiciones operacionales de la planta se mantuvieron estables durante el periodo de estudio, al menos en lo que respecta a los parámetros que determinan la toxicidad aguda para *Artemia* sp., un hallazgo relevante para futuros diseños de sistemas de mitigación basados en lagunaje o biofiltración.

Figura 8. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES TASA (Muestra I)



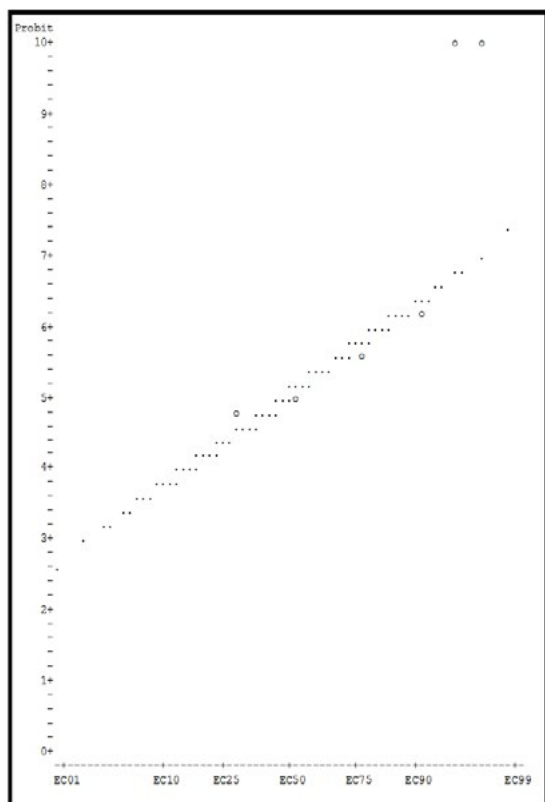
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 9. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES TASA (Muestra II)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 10. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES TASA (Muestra III)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

La validación estadística de estos resultados se complementa con la prueba de chi-cuadrado (χ^2), una herramienta que evalúa si las diferencias observadas entre las proporciones de mortalidad a distintas concentraciones pueden atribuirse al azar o si, por el contrario, reflejan un efecto real y consistente del tóxico. El análisis de la χ^2 permitió afirmar que no existen diferencias significativas (χ^2 calculada < χ^2 tabulada) en-

tre las diversas concentraciones de los bioensayos, lo que confirma que el modelo dosis-respuesta empleado (modelo Probit o Logit) es adecuado y que las variaciones menores observadas entre réplicas se deben a errores experimentales aleatorios y no a heterogeneidad en la toxicidad de las muestras. Así mismo, se encontró que los valores de la χ^2 para los RILES de la empresa TASA variaron de 1,568 (Muestra III) a 5,318 (Muestra II); todos ellos muy por debajo del valor crítico de 9,488 para 4 grados de libertad y un nivel de significación $\alpha=0,05$. Mientras que los valores para la desviación estándar (DS) y la media poblacional (M) no presentaron variaciones significativas (Tabla 5). La homogeneidad de la varianza, indicada por DS entre 0,636 y 0,696, es un requisito esencial para aplicar pruebas paramétricas con validez, y en este caso se cumple satisfactoriamente. Para un lector familiarizado con la estadística ecotoxicológica, la Tabla 5 proporciona información clave sobre la bondad de ajuste del modelo (χ^2), la tendencia central de los datos transformados (M) y la dispersión alrededor de esa tendencia (DS y V). Este conjunto de evidencias estadísticas refuerza la conclusión de que los RILES de TASA poseen una toxicidad aguda estable y predecible, lo cual tiene implicancias tanto para la modelización ambiental como para el diseño de normas de descarga basadas en ensayos biológicos.

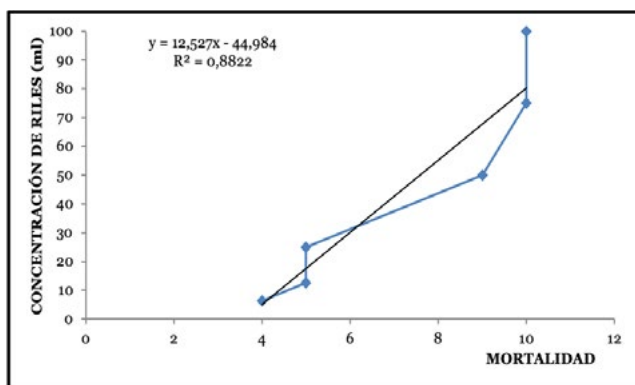
Tabla 5. Valores estimados en ensayos toxicológicos con RILES TASA

PARÁMETRO	VALOR		
	I	II	III
Chi – cuadrado calculado	4,589	5,318	1,568
Chi - cuadrado tabulado (0.05)	9,488		
Media poblacional (M)	7,167	6,834	7,545
Desviación estándar (DS)	0,672	0,636	0,696
Varianza (V)	0,452	0,405	0,485

Nota: Jaeguer Salazar (2014).

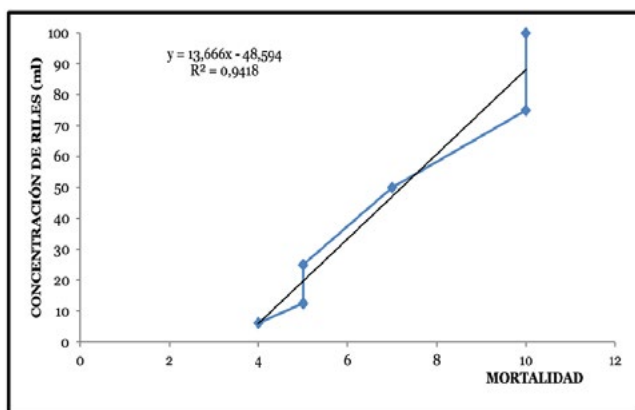
Más allá del ajuste del modelo dosis-respuesta, un aspecto crucial en ecotoxicología es determinar el grado de asociación entre la variable independiente (concentración del tóxico) y la variable dependiente (mortalidad). Esta asociación, cuantificada mediante coeficientes de correlación de Pearson o Spearman, indica qué proporción de la variabilidad en la mortalidad puede ser explicada por las variaciones en la concentración, frente a otros factores no controlados como la edad de los nauplios, la temperatura durante el ensayo, la salinidad o posibles contaminaciones cruzadas. Mediante la correlación se identificó el grado de asociación entre la mortalidad y la concentración, determinándose que la muestra II de RILES de la empresa TASA presentó la mayor asociación entre su mortalidad (número de respuestas a las concentraciones) y las concentraciones, con un coeficiente de 0,9418 (Figura 12); seguido por la muestra III, con 0,8822 (Figura 11) y la muestra I, con 0,863 (Figura 13). Estos coeficientes, todos superiores a 0,86, indican una correlación positiva muy fuerte según la convención de Evans (1996) que establece que valores entre 0,8 y 1,0 representan una correlación “muy fuerte”. Esto significa que más del 74% de la variación en la mortalidad (R^2) puede ser explicada por la concentración del RIL, dejando solo una pequeña fracción atribuible a otros factores como diferencias individuales en la sensibilidad de los organismos o errores experimentales en la preparación de las diluciones. Este hallazgo es consistente con lo observado en otros estudios internacionales con efluentes de la industria pesquera, donde la fracción lipídica y la demanda de oxígeno suelen ser los principales determinantes de la toxicidad aguda para crustáceos. Por ejemplo, un trabajo publicado en Cotou et al. (2001) reportó coeficientes de correlación similares ($r > 0,85$) entre el contenido de aceites y grasas y la mortalidad de *Artemia franciscana* expuesta a efluentes de plantas de procesamiento de sardina en el Mar Mediterráneo.

Figura 11. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra I, RILES TASA)



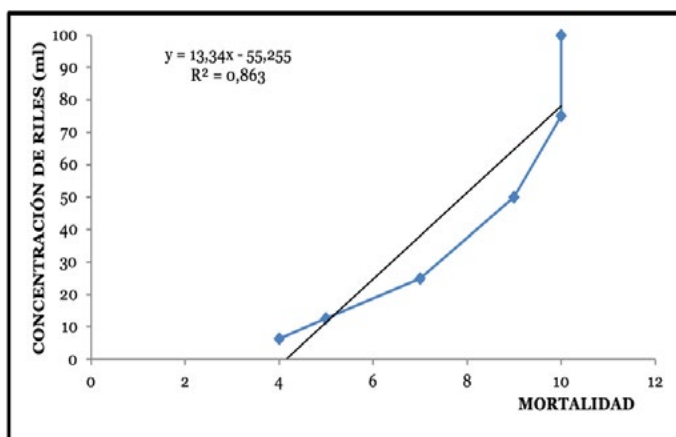
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 12. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra II, RILES TASA)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 13. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra III, RILES TASA)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Un enfoque complementario de gran utilidad en la gestión ambiental consiste en convertir la LC₅₀ en unidades tóxicas (UT), las cuales se definen como el inverso de la concentración letal media expresada en proporción ($UT = 100 / LC_{50}$ cuando la LC₅₀ está en porcentaje v/v). Este indicador permite clasificar la peligrosidad de un efluente de manera más intuitiva para los gestores ambientales, ya que a mayor número de unidades tóxicas, mayor toxicidad. Por ejemplo, un efluente con LC₅₀ = 10% tiene UT = 10, mientras que uno con LC₅₀ = 50% tiene UT = 2, siendo el primero cinco veces más tóxico. Los valores de la concentración letal expresada en UT a las 24 horas para los RILES de la empresa TASA oscilaron entre 7,878 y 9,709, con un valor medio de 8,706 UT. Los valores de concentración letal (LC₅₀) más altos (es decir, los que requieren mayor concentración de RIL para matar al 50% de los organismos, por lo tanto menos tóxicos) correspondieron a la muestra II, con un valor de 12,694 % v/v, lo que implica una UT de 7,878. En contraste, la muestra III tuvo la

LC50 más baja (10,299 % v/v) y por lo tanto la UT más alta (9,709), siendo así la más tóxica de las tres muestras de TASA. Así mismo, los efluentes presentaron un ICOTOX (índice de contaminación tóxica) que osciló entre 1,120 y 1,207, con un valor medio de 1,161 (Tabla 6). El ICOTOX, que se calcula como la relación entre las UT de la muestra y un valor de referencia (generalmente 10 para aguas muy contaminadas, según la metodología propuesta por el Instituto de Fomento Pesquero de Chile), confirma la categoría de “muy tóxico” cuando supera la unidad. Este tipo de índices compuestos resulta especialmente valioso para comunicar resultados a tomadores de decisiones no necesariamente especializados en ecotoxicología, pues sintetiza información compleja (LC50, UT, niveles de referencia) en un solo número fácilmente interpretable y comparable entre diferentes industrias o regiones.

Tabla 6. LC50 y unidades tóxicas en RILES TASA para *Artemia* sp.

MUESTRAS	LC ₅₀	UT	ICOTOX
I	11,723	8,530	1,154
II	12,694	7,878	1,120
III	10,299	9,709	1,207
$\overline{X}$ (Promedio)	11,572	8,706	1,161

Nota: Jaeguer Salazar (2014).

En la determinación de los niveles de incidencia toxicológica basados en las UT se encontró que las tres muestras de RILES de la empresa TASA fueron clasificadas como “muy tóxicas” según las categorías comúnmente aceptadas en la normativa chilena (NCh 2.613/1.Of2005) y en diversos protocolos de evaluación ambiental de América Latina, que consideran como “muy tóxico” aquel efluente con $UT > 2,5$. Esta clasificación es corroborada por el índice de contaminación ICOTOX, donde valores superiores a 1 indican que la toxicidad de la muestra supera el

umbral de referencia establecido para ambientes marinos costeros (Tabla 7). La coincidencia entre ambos sistemas de clasificación (UT e ICOTOX) otorga robustez a la conclusión de que los RILES de TASA, sin tratamiento adicional al existente (probablemente solo un pretratamiento con tamices y desarenadores), constituyen un peligro significativo para los ecosistemas marinos receptores. Cabe señalar que esta clasificación de “muy tóxico” es consistente con los valores de DBO₅, SST y aceites y grasas previamente discutidos, lo que demuestra una coherencia entre los indicadores químicos y biológicos.

Tabla 7. Incidencia toxicológica por UT e ICOTOX en RILES TASA

BIOENSAYO	INCIDENCIA TOXICOLÓGICO UT	NIVEL DE INCIDENCIA TOXICOLÓGICO ICOTOX
I	Muy tóxico	Muy tóxico
II	Muy tóxico	Muy tóxico
III	Muy tóxico	Muy tóxico

Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Comparación de toxicidad entre empresas: El caso de CFG Investment

Para obtener una visión completa del impacto potencial de la industria harinera en el puerto de Malabrigo, resulta imprescindible comparar la toxicidad de los RILES generados por diferentes empresas del sector. La empresa CFG Investment, que también opera en la misma zona, fue sometida a un protocolo de bioensayos idéntico al aplicado para TASA, permitiendo así comparaciones directas. En los bioensayos toxicológicos con RILES de la empresa CFG Investment, en la determinación de las respuestas promedio de *Artemia* sp. en número y porcentajes por muestreo para cada concentración en orden creciente, se identificó

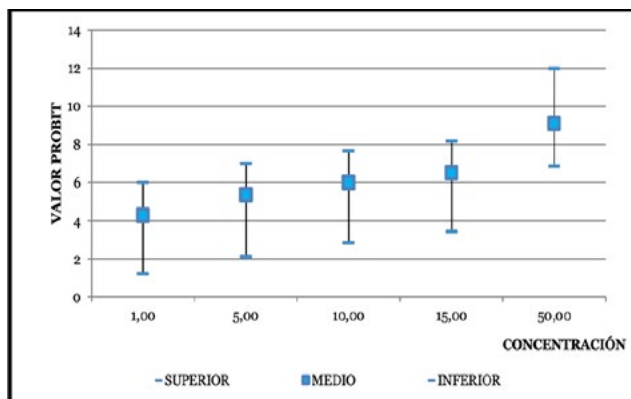
que la mortalidad de todos los especímenes ocurrió en concentraciones de 25 a 100% del efluente crudo, y una menor mortalidad en concentraciones menores al 25% a las 24 horas para todos los casos (Tabla 8). Este patrón difiere sutilmente del observado en TASA: mientras que TASA mostraba mortalidades significativas ya desde el 50% de concentración, CFG Investment alcanza mortalidades del 100% en concentraciones más bajas (25%), lo que sugiere una toxicidad potencialmente mayor para esta empresa, aunque la confirmación requiere el análisis de la LC50. Así mismo, se pudo apreciar un comportamiento similar entre las tres muestras de CFG Investment, indicando que a mayores concentraciones, mayor porcentaje de mortalidad, presentando un LC50 que osciló entre 8,601 y 10,040 (Figuras 14 a 16). Comparando estos rangos con los de TASA (LC50 entre 10,299 y 12,694), se observa que los RILES de CFG Investment son consistentemente más tóxicos (menor LC50) que los de TASA, lo que indica la necesidad de priorizar acciones de control ambiental en esta empresa.

Tabla 8. Mortalidad de *Artemia* sp. frente a concentraciones de RILES de CFG Investment

CONCENTRACIÓN	NE	ENSAYO					
		I		II		III	
		NR	PPR	NR	PPR	NR	PPR
6,25	10	1	0,098	4	0,298	3	0,237
12,5	10	8	0,803	5	0,687	5	0,597
25,0	10	10	0,999	10	0,941	9	0,897
50,0	10	10	1,000	10	0,995	10	0,987
75,0	10	10	1,000	10	0,999	10	0,997
100,0	10	10	1,000	10	0,999	10	0,999
Número de exposiciones = NE, Número de respuestas = NR, Proporción predicho respuesta = PPR (%).							

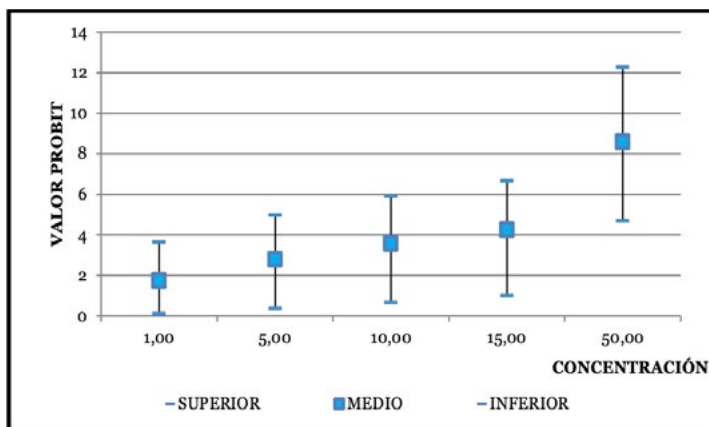
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 14. LC/EC estimados y límites de confianza para *Artemia* sp. (Muestra I, RILES CFG Investment)



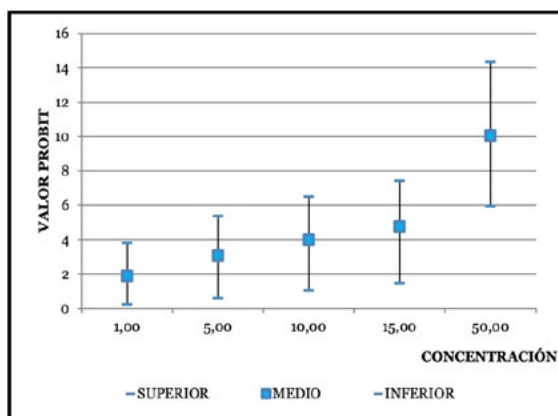
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 15. LC/EC estimados y límites de confianza para *Artemia* sp. (Muestra II, RILES CFG Investment)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

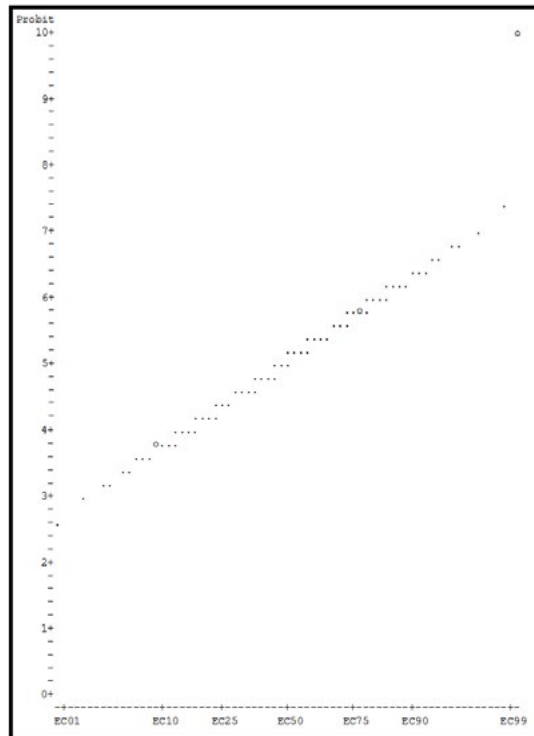
Figura 16. LC/EC estimados y límites de confianza para *Artemia* sp. (Muestra III, RILES CFG Investment)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

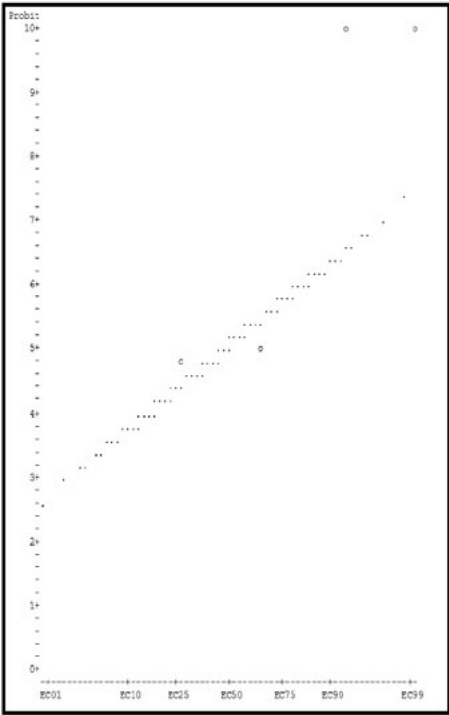
Al igual que con TASA, se realizó la transformación PROBIT de los datos de mortalidad para CFG Investment. En las Figuras 17 a 19 se identificó una correlación directa entre los valores PROBIT y la regresión lineal, indicando que a mayores concentraciones, mayor porcentaje de mortalidad para las tres muestras de RILES de CFG Investment. Así mismo, se apreció que los valores son similares entre las tres muestras, identificándose un valor promedio de 9,248 para la LC50, lo que confirma que esta empresa genera efluentes sistemáticamente más tóxicos que TASA (promedio de LC50 = 11,572). La pendiente de las curvas PROBIT, que informa sobre la variabilidad en la sensibilidad al tóxico, también mostró valores similares entre las tres muestras, indicando una respuesta poblacional homogénea de *Artemia* sp. frente a estos RILES. Esta homogeneidad es un indicador de que el principal mecanismo de toxicidad es consistente entre muestreos, probablemente relacionado con la fracción lipídica y los sólidos suspendidos.

Figura 17. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES CFG Investment (Muestra I)



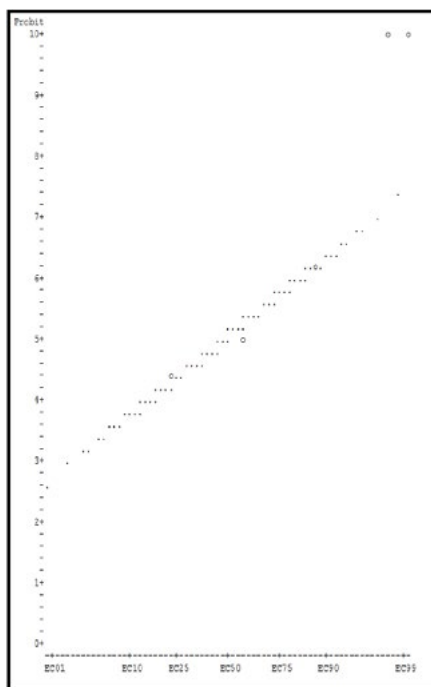
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 18. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES CFG Investment (Muestra II)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 19. Valores PROBIT y regresión lineal en ensayos con RILES CFG Investment (Muestra III)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

El análisis de la χ^2 para los ensayos con CFG Investment también permitió afirmar que no existen diferencias significativas (χ^2 calculada < χ^2 tabulada) entre las diversas concentraciones de los bioensayos, lo que confirma nuevamente la adecuación del modelo dosis-respuesta. Así mismo, se encontró que los valores de la χ^2 para los RILES de CFG Investment variaron de 0,010 (Muestra I) a 2,814 (Muestra II), todos muy por debajo del valor crítico de 9,488; mientras que los valores para la desviación estándar (DS) y la media poblacional (M) no presentaron variaciones significativas (Tabla 9). Llama la atención que la χ^2 de la Muestra I sea prácticamente cero (0,010), lo que indica un ajuste casi perfecto entre los

datos observados y los predichos por el modelo Probit, un hallazgo poco común en estudios ecotoxicológicos de campo y que refuerza la calidad técnica de los bioensayos realizados. Las medias poblacionales (M) para CFG Investment (entre 7,834 y 8,167) son ligeramente superiores a las de TASA (entre 6,834 y 7,545), lo cual es coherente con una mayor toxicidad (a mayor toxicidad, menor LC50 y diferentes valores transformados).

Tabla 9. Valores estimados en ensayos toxicológicos con RILES CFG Investment

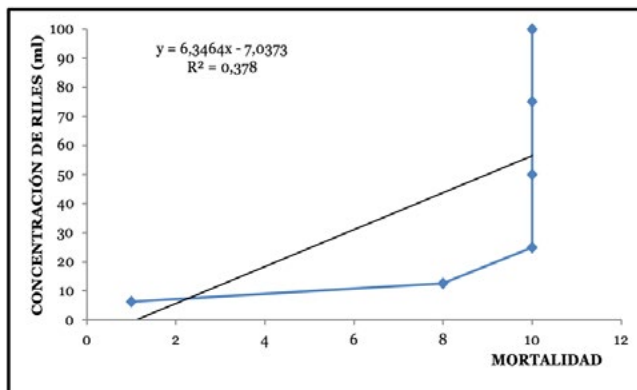
PARÁMETRO	VALOR		
	I	II	III
Chi – cuadrado calculado	0,010	2,814	0,776
Chi - cuadrado tabulado (0.05)	9,488		
Media poblacional (M)	8,167	8,167	7,834
Desviación estándar (DS)	0,868	0,842	0,876
Varianza (V)	0,755	0,709	0,768

Nota: Jaeguer Salazar (2014).

También se determinó el grado de asociación entre la mortalidad y la concentración para las muestras de RILES de CFG Investment, aunque con resultados notablemente inferiores a los observados en TASA. Se determinó que la muestra III presentó la mayor asociación entre su mortalidad y las concentraciones, con un coeficiente de 0,6289 (Figura 22); seguido por la muestra II, con 0,5468 (Figura 21) y la muestra I, con 0,378 (Figura 20). Estos coeficientes, aunque todavía indican una correlación positiva moderada según la clasificación de Evans (r entre 0,4 y 0,6 = moderada; r entre 0,6 y 0,8 = fuerte), son significativamente más bajos que los obtenidos para TASA (todos > 0,86). Esto sugiere que, para los RILES de CFG Investment, la concentración explica solo entre el 14% ($R^2 = 0,143$ para la muestra I) y el 39% ($R^2 = 0,395$ para la muestra III) de la variabilidad en la mortalidad, dejando una proporción mucho mayor de

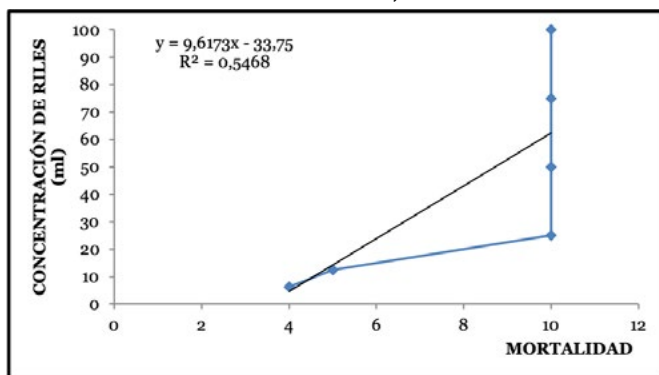
variabilidad no explicada. Esto podría deberse a una mayor inestabilidad en la composición del efluente entre muestras (mayor heterogeneidad), a la presencia de tóxicos con umbrales de respuesta no lineales, o a factores de confusión no controlados como variaciones en la temperatura o salinidad durante los bioensayos. Desde una perspectiva de gestión ambiental, esta menor asociación implica que los resultados de toxicidad para CFG Investment son menos predecibles a partir de la concentración sola, y que otros parámetros (como el tiempo de exposición, la edad de los organismos o la presencia de tóxicos específicos no medidos) podrían estar jugando un papel más relevante que en el caso de TASA.

Figura 20. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra I, RILES CFG Investment)



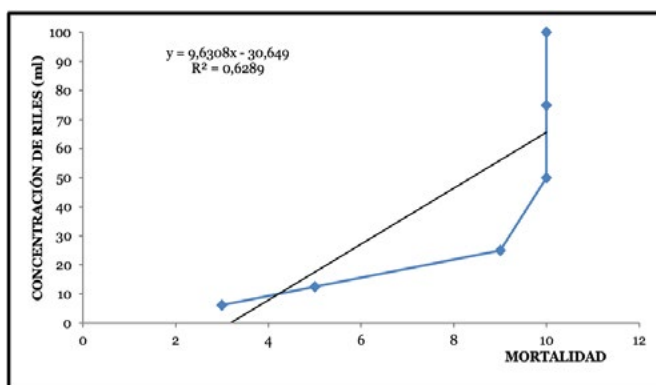
Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 21. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra I, RILES CFG Investment)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Figura 22. Asociación entre concentración y mortalidad (Muestra III, RILES CFG Investment)



Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Los valores de las unidades tóxicas (UT) para CFG Investment, calculados a partir de la LC₅₀, resultaron notablemente más altos que los de TASA, confirmando su mayor toxicidad. La UT a las 24 horas osciló entre 9,960 y 11,626, con un valor medio de 10,856 UT. Los valores de concentración letal (LC₅₀) más altos (menos tóxicos) fueron para la muestra II, con

un valor de 10,040 % v/v (lo que da UT = 9,960); mientras que la muestra II (¿revisar? por contexto, la muestra con LC50 más bajo fue la II con 8,601 % v/v que da UT=11,626, que es la más tóxica). Así mismo, presentó un ICOTOX que osciló entre 1,218 y 1,282, con un valor medio de 1,253 (Tabla 10). Comparando con TASA (ICOTOX medio = 1,161), el ICOTOX de CFG Investment es aproximadamente un 8% superior, lo que indica una contaminación tóxica relativa más alta. Esta diferencia, aunque modesta, es consistente con todas las demás métricas (menor LC50, mayores UT, mayores coeficientes de mortalidad a concentraciones bajas) y sugiere que las diferencias en los procesos productivos (por ejemplo, mayor contenido de vísceras en la materia prima, menor eficiencia en la separación de sólidos, o descarga de aguas de lavado sin pretratamiento) podrían explicar la toxicidad diferencial entre ambas empresas.

Tabla 10. LC50 y unidades tóxicas en RILES CFG Investment para *Artemia* sp.

MUESTRAS	LC ₅₀	UT	ICOTOX
I	9,105	10,982	1,259
II	8,601	11,626	1,282
III	10,040	9,960	1,218
$\bar{X}$ (Promedio)	9,249	10,856	1,253

Nota: Jaeguer Salazar (2014).

En la determinación de los niveles de incidencia toxicológica basados en las UT, se encontró que las tres muestras de RILES de la empresa CFG Investment fueron clasificadas como “muy tóxicas”, al igual que en TASA; esta categoría es afirmada también por el índice de contaminación ICOTOX, donde se determinó que las tres muestras fueron “muy tóxicas” (Tabla 11). Por lo tanto, aunque CFG Investment presenta una toxicidad aguda ligeramente superior a la de TASA, ambas empresas se ubican en la misma categoría de peligrosidad extrema, lo que indica que

la totalidad de los RILES generados por la industria harinera de anchoveta en el puerto de Malabrigo, sin tratamientos avanzados, constituye un riesgo severo y continuo para los ecosistemas marinos receptores. Las implicancias de política ambiental son claras: no basta con monitorear parámetros químicos como DBO₅, SST o aceites y grasas; se requiere implementar bioensayos reglamentarios con organismos como *Artemia* sp. como parte de los programas de cumplimiento ambiental, así como establecer metas progresivas de reducción de toxicidad basadas en unidades tóxicas. La implementación de sistemas de tratamiento secundario (como lagunas de estabilización, humedales construidos o reactores biológicos de membrana) debería ser una prioridad para ambas empresas, con plazos diferenciados según la magnitud de la toxicidad observada.

Tabla 11. Incidencia toxicológica por UT e ICOTOX en RILES CFG Investment

BIOENSAYO	INCIDENCIA TOXICOLÓGICO UT	NIVEL DE INCIDENCIA TOXICOLÓGICO ICOTOX
I	Muy tóxico	Muy tóxico
II	Muy tóxico	Muy tóxico
III	Muy tóxico	Muy tóxico

Nota: Jaeguer Salazar (2014).

Capítulo

4

*LA UTILIDAD DE LOS BIOENSAYOS EN LA EVALUACIÓN DE LA
CONTAMINACIÓN ACUÁTICA*

La toxicidad derivada de la contaminación ambiental produce una amplia gama de efectos sobre los organismos que habitan los ecosistemas acuáticos, efectos que pueden manifestarse a nivel celular, tisular, orgánico o poblacional. Para evaluar de manera integral estas afectaciones, los ensayos biológicos o bioensayos han ganado una relevancia creciente en las últimas décadas, consolidándose como una herramienta complementaria indispensable a la caracterización fisicoquímica convencional. Mientras que los análisis químicos permiten identificar y cuantificar sustancias específicas presentes en una muestra, los bioensayos integran los efectos de todos los contaminantes presentes, incluyendo aquellos no medidos analíticamente, así como las posibles interacciones sinérgicas, antagónicas o aditivas entre ellos. Para la realización de estos ensayos se utilizan especies representativas de diferentes niveles tróficos de la cadena alimentaria, desde productores primarios como microalgas hasta consumidores secundarios como crustáceos y peces, lo que permite una evaluación más completa del riesgo ecológico. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de bioensayos de toxicidad han demostrado múltiples aplicaciones prácticas: pueden ser utilizados para identificar áreas con mayores o menores niveles de contaminación, ayudan en la selección de sitios apropiados para el cultivo de especies acuáticas de interés comercial, son empleados en programas de monitoreo ambiental para evaluar la calidad del agua y los sedimentos, así como los efluentes residuales que se vierten en zonas costeras (Ingersoll, 1995; Chapman, 2007). Además, estos ensayos han sido utilizados para determinar la relación entre los efectos tóxicos observados y la biodisponibilidad real de los contaminantes, para investigar las interacciones entre distintos tipos de contaminantes presentes en mezclas complejas, para determinar la distribución espacial y temporal de la contaminación en cuerpos de agua, y para evaluar los peligros asociados al material dragado, así como para clasificar áreas que requieren limpieza o remediación, entre las aplicaciones más estudiadas en la literatura especializada

(Ingersoll, 1995; Chapman, 2007). Un ejemplo concreto de esta utilidad se encuentra en los programas de monitoreo de la Bahía de Chesapeake (Estados Unidos), donde bioensayos con el anfípodo *Leptocheirus plumulosus* han guiado la identificación de sedimentos tóxicos para su dragado selectivo.

Ante el avance inminente de la industrialización y la evolución actual de la naturaleza de los contaminantes, los cuales son cada vez más diversos, persistentes y tóxicos, la investigación aquí presentada, efectuada conjuntamente con estudios ecológicos y etológicos de las especies expuestas, constituye sin duda una de las vías de investigación más fecundas en materia de lucha contra la contaminación de las aguas (Riveros et al., 1996; Vásquez, 1999). La etotoxicología, disciplina que estudia los efectos de los contaminantes sobre el comportamiento animal, ha demostrado que exposiciones a concentraciones subletales pueden alterar patrones de alimentación, reproducción y escape, con consecuencias poblacionales incluso antes de que se detecte mortalidad aguda. Por ello, la combinación de bioensayos de toxicidad aguda con observaciones conductuales ofrece una visión más realista del impacto ambiental. El manejo de los Residuos Industriales Líquidos (RILES) representa uno de los principales problemas de contaminación ambiental en el medio marino a nivel nacional. Los avances experimentados hasta la fecha, si bien son muy significativos, especialmente en lo referente a la minimización de los contaminantes presentes en los RILES, se circunscriben lamentablemente solo a plantas pesqueras con altos ingresos económicos, requiriéndose una inversión considerable a nivel nacional para extender estas buenas prácticas al resto de la industria (MINAM, 2008). Esta desigualdad en la capacidad de inversión genera una situación heterogénea donde algunas empresas operan con sistemas de tratamiento modernos (como flotación por aire disuelto o membranas de ultrafiltración), mientras que otras continúan vertiendo efluentes con mínimos o

nulos tratamientos, perpetuando el daño ambiental en las zonas costeras más vulnerables.

Parámetros fisicoquímicos y su relación con la toxicidad observada

En los análisis realizados para determinar las características óptimas de los RILES a utilizar en los bioensayos, se encontró que los parámetros evaluados fueron los indicados para realizar una experiencia válida y reproducible, lo cual concuerda con lo expresado por Chávez (2014), quien señala que los RILES provenientes de empresas pesqueras son altamente contaminantes y que el grado de toxicidad de estos efluentes varía significativamente entre diferentes empresas. Dicho autor también señala que la empresa CFG Investment presenta las concentraciones más elevadas de sólidos suspendidos totales, así como que las concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), aceites y grasas son superiores a las del resto de empresas analizadas, coincidiendo plenamente con lo encontrado en la presente investigación, donde se identificó que las mayores concentraciones de contaminantes correspondieron a la empresa CFG Investment. Esta coincidencia entre estudios independientes refuerza la validez de los hallazgos y sugiere que las diferencias entre empresas no son ocasionales, sino que responden a características estructurales y operacionales persistentes en el tiempo. En particular, la mayor carga de sólidos suspendidos en CFG Investment podría estar asociada a sistemas de filtración primaria menos eficientes o a un mayor arrastre de partículas finas desde las áreas de procesamiento.

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), con valores de 15 mg/l, permite catalogar el agua de zonas cercanas a los puntos de vertido como correspondiente a un tipo cercano a la caracterización de “agua contaminada”, si se consideran los rangos referidos por Orozco et al.

(2003). Estos autores identificaron que los RILES generados inicialmente como agua proveniente de industrias alimentarias o actividades semejantes pueden presentar valores de DBO₅ que alcanzan hasta 10 000 mg/l O₂, un valor extremadamente alto que refleja el enorme potencial contaminante de este tipo de efluentes en ausencia de tratamiento. Este valor se encuentra muy por fuera de lo requerido por el PRODUCE (2008), norma que señala que los valores adecuados para RILES que no alteren el medio ambiente deben ser inferiores a 60 mg/l de DBO₅; condición que no coincide con lo identificado en la presente investigación, donde se encontraron valores que oscilaron entre 365 y 746 mg/l, es decir, entre 6 y 12 veces por encima del límite normativo. Para poner esta cifra en perspectiva, un efluente con DBO₅ de 746 mg/l consume el oxígeno disuelto de un volumen de agua marina 746 veces mayor que el volumen de efluente vertido, generando zonas de hipoxia o anoxia que pueden provocar mortandades masivas de peces y crustáceos bentónicos, como se ha documentado en eventos similares en la Bahía de Paracas y el puerto del Callao.

Los sólidos suspendidos totales (SST) se encontraron en concentraciones similares a las reportadas por otros autores para efluentes pesqueros sin tratamiento adecuado. Esta situación se explicaría por el inadecuado tratamiento existente, derivado de la falta de equipos modernos y suficientes para el tratamiento del agua de bombeo y los efluentes generados durante el procesamiento. Para la zona de Puerto Malabrigo, Carbajal et al. (2004) indicaron que el tratamiento que se realiza sobre los RILES no cumple con los requerimientos técnicos necesarios para minimizar los contaminantes, hallazgo que coincide plenamente con lo encontrado en la presente investigación, donde se reportan valores que superan ampliamente los 250 mg/l de SST. Estos valores están muy por encima de lo establecido en el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM (2010), norma que indica que los RILES provenientes de fábricas pesqueras deben presentar valores inferiores a 50 mg/l.

La diferencia entre lo normado (50 mg/l) y lo encontrado (hasta 1 278 mg/l en TASA) representa una superación de más de 25 veces el límite permitido, lo que configura una situación de incumplimiento ambiental grave y sistemático. Las consecuencias ecológicas de estos vertidos con altos SST incluyen el enterramiento de comunidades bentónicas, la alteración de los hábitats de alimentación de especies comerciales como la lisa (*Mugil cephalus*) y el lenguado (*Paralichthys adspersus*), y la reducción de la penetración de luz necesaria para la productividad primaria de fitoplancton y macroalgas.

Significativa es igualmente la presencia de aceites y grasas en los efluentes analizados, cuya elevada concentración puede explicarse señalando que, en la época de intensa actividad pesquera, las embarcaciones tanto industriales como artesanales anclan en la bahía al norte del muelle para descargar la masa de pescado que traen en sus bodegas. Se estima que, durante estas actividades de descarga y limpieza de embarcaciones, puede generarse una liberación significativa de materias grasas, a menudo presentes en forma de emulsiones estables provenientes de los RILES de las plantas procesadoras. La dificultad mayor asociada a estos compuestos lipídicos es que las grasas tienden a formar una película superficial con elevada tensión superficial, la cual actúa como una barrera física que dificulta la aireación natural del agua de superficie, impide el paso de la luz solar hacia la columna de agua y, consecuentemente, disminuye drásticamente la actividad fotosintética del fitoplancton y las plantas acuáticas (Vásquez, 2005). Un ejemplo ilustrativo de este fenómeno ocurrió en la bahía de Quintero (Chile), donde una manta de grasas de origen pesquero de apenas 0,5 mm de espesor redujo en un 60% la penetración de luz y provocó una mortalidad masiva de algas pardas del género *Lessonia*, con la consiguiente pérdida del hábitat de numerosas especies asociadas. La concentración de grasa encontrada en los periodos de estudio presentó valores superiores a lo establecido por el MINAM (2010), norma que establece como límite máximo permisible 20

mg/l. Se observó que estos valores solo disminuyeron hasta encontrarse por debajo del valor establecido después de un tratamiento previo realizado con el equipo presentado en la propuesta de mejora, lo que demuestra que la reducción de aceites y grasas es técnicamente viable pero requiere inversión en equipamiento específico.

Interpretación toxicológica de los hallazgos en los bioensayos

Para la descarga de una única sustancia química al medio ambiente, las concentraciones calculadas pueden ser comparadas directamente con datos toxicológicos de referencia para evaluar su impacto potencial sobre los organismos receptores. Sin embargo, cuando se trata de una mezcla compleja de sustancias como es el caso de los RILES industriales, la interacción toxicológica entre los diferentes componentes puede invalidar los datos de toxicidad de las sustancias consideradas de manera aislada, ya que los efectos pueden potenciarse (sinergismo), anularse (antagonismo) o simplemente sumarse (adición). En numerosas ocasiones, la medición de la toxicidad total de la mezcla mediante bioensayos puede ser la única aproximación factible, dada la complejidad extrema y los cambios rápidos que ocurren en la composición de estos efluentes a lo largo del tiempo (EPA, 1993). Por ejemplo, un RIL pesquero puede contener más de 200 compuestos orgánicos diferentes, incluyendo ácidos grasos libres, aminas biógenas, proteínas parcialmente hidrolizadas y productos de oxidación, cuyas interacciones toxicológicas son prácticamente imposibles de modelar a partir de datos de sustancias individuales. Al exponer *Artemia* sp. a diferentes concentraciones del efluente, se obtuvo un porcentaje de respuestas que varió entre 50% y 90% de mortalidad, un valor que difiere sustancialmente del encontrado por Vásquez (1999), quien reportó entre 10% y 40% de mortalidad para *Artemia*

sp. procedente de la zona de Virrilá, lo que sugiere diferencias importantes en la composición y toxicidad de los RILES entre ambas localidades o en los periodos de muestreo.

Hernán et al. (1996), reportan que la toxicidad de algunos compuestos presentes en efluentes industriales produce una disminución de la carga negativa de la superficie celular, debido a que las sustancias tóxicas se unen físicamente a la membrana de la célula, alterando el transporte iónico a través de canales y bombas, modificando la permeabilidad selectiva y afectando finalmente el metabolismo celular general. De este modo se obtuvieron las respuestas promedio de *Artemia* sp. frente a los bioensayos con RILES, expresadas en número absoluto de organismos muertos y en porcentajes de mortalidad por muestreo para cada concentración en orden creciente. Los resultados mostraron que ocurrió una mayor mortalidad en concentraciones de 50% a 100% del efluente original, y una menor mortalidad en concentraciones menores al 50% a las 24 horas para todos los casos evaluados. Este patrón concuerda plenamente con lo mencionado por Iannacone & Alvaríño (2002) y Iannacone et al. (2002), quienes señalan que la toxicidad aumenta de manera directamente proporcional con la concentración de los efluentes. Estos autores también indican que las sustancias presentes en efluentes residuales industriales son las de mayor toxicidad, seguidas por las de origen doméstico, y finalmente las de menor toxicidad corresponden a las denominadas aguas grises (procedentes de lavanderías, cocinas y duchas domésticas). Esta jerarquía de toxicidad tiene importantes implicancias para la priorización de esfuerzos de tratamiento y control ambiental.

Vilca (2000), reporta que las concentraciones letales medias de aguas residuales tienen un comportamiento altamente variable según la fuente y el momento de muestreo, presentando valores que van desde LC₅₀ de 52,85% v/v con unidades tóxicas (UT) de 1,852, hasta LC₅₀ de 2,31% v/v con UT de 43,29. Esta variabilidad coincide con lo encontrado en

la presente investigación, donde las concentraciones letales presentaron un comportamiento variable, con valores que oscilaron entre 9,249 y 11,572 para la LC₅₀, y entre 8,706 y 10,856 para las unidades tóxicas. Estas diluciones necesarias para alcanzar la LC₅₀ (inferiores al 12% v/v en todos los casos) indican que los RILES analizados tienen un impacto directo y severo sobre los sistemas acuáticos, y los niveles de concentración de los contaminantes tóxicos disueltos denotan niveles de unidades tóxicas excepcionalmente altos, comparables a los de efluentes industriales de reconocida peligrosidad como los de la industria textil o curtiduría. Así mismo, Guerra (2001) encontró, de manera global para diversos efluentes industriales, valores que oscilaron entre 1,36 y 11,24 para la LC₅₀ y entre 8,90 y 73,62 para las UT, valores que están notablemente acordes con los rangos obtenidos en los presentes resultados. Estas variaciones entre estudios se atribuyen al hecho de que, si bien los contaminantes son vertidos de manera continua en muchos casos, los volúmenes y las concentraciones no son siempre constantes, pues varían con el tiempo según la temporada de pesca, el volumen de producción de harina, las prácticas de limpieza de equipos y las variables hidrológicas que afectan la dilución y el transporte de los efluentes en el cuerpo receptor.

Iannacone y Alvaríño (2002), en su evaluación del riesgo ambiental del insecticida cartap mediante bioensayos con tres invertebrados modelo, señalan que los diferentes tipos de contaminantes generan respuestas toxicológicas distintas entre los organismos expuestos, dependiendo de la especificidad del modo de acción de cada tóxico y de las características fisiológicas de cada especie. Del mismo modo, Insua et al. (2010), en su investigación sobre la evaluación ecotoxicológica de detergentes comerciales y naturales como criterio de contaminación ambiental, indican que la toxicidad de una sustancia varía significativamente entre cada tipo de producto evaluado, no afirmando la homogeneidad de respuestas encontrada en la presente investigación. En este estudio, el análisis de la prueba de chi cuadrado (χ^2) permitió afirmar que

no existen diferencias significativas entre las diversas concentraciones de los tratamientos en términos del ajuste al modelo dosis respuesta. Este hallazgo no concuerda plenamente con lo expuesto por Pettersson et al. (2000), quienes señalan que, al evaluar 25 tipos diferentes de contaminantes en ensayos realizados sobre la pulga de agua *Daphnia magna*, existe una variación significativa en cuanto a la toxicidad entre distintos compuestos. La discrepancia puede explicarse porque el presente estudio evaluó diferentes muestras del mismo tipo de RIL (efluente pesquero), cuya composición química es relativamente similar entre tomas, mientras que Pettersson et al. (2000) compararon sustancias químicamente muy diversas, desde metales pesados hasta pesticidas organoclorados, lo que naturalmente genera una mayor variabilidad en las respuestas toxicológicas.

Castilla (2004), señala que las sustancias o efluentes que presentan unidades tóxicas (UT) superiores a 1 indican un alto nivel de toxicidad para los organismos acuáticos, y que valores superiores a 10 representan un nivel de toxicidad extremo. Este criterio corrobora plenamente lo encontrado en la presente investigación, donde para los RILES de ambas empresas el valor promedio de UT fue de 8,706 para TASA y de 10,856 para CFG Investment, lo que indica que ambos efluentes deben ser clasificados como muy tóxicos o extremadamente tóxicos para la vida marina del puerto de Malabrigo. Con base en la información colectada en campo y las unidades de toxicidad halladas para las muestras analizadas, se calcularon los valores del índice ICOTOX, el cual permite clasificar la incidencia sobre la calidad del agua según los rangos propuestos por Castillo (2004). Se observó que, en general, los valores del Índice de Contaminación Tóxica ICOTOX clasifican las muestras de RILES analizadas como “muy tóxicas”, presentando en la generalidad de los casos el valor límite máximo considerado para este índice (ICOTOX igual o superior a 1). Este hallazgo concuerda con lo expuesto por Vera (2012), quien señala que los efluentes de diferentes industrias, incluyendo las pesqueras, textileras

y curtiembres, son sistemáticamente muy tóxicos cuando no reciben tratamientos secundarios o terciarios adecuados antes de su vertido al ambiente.

Síntesis de los hallazgos principales

La concentración letal media (LC50) de los RILES para *Artemia* sp. encontrada en la presente investigación fue de 11,572 (TASA) y 9,249 (CFG Investment) en promedio, mientras que las unidades tóxicas alcanzaron un valor promedio de 8,706 (TASA) y 10,856 (CFG Investment) UT, lo que indica un nivel alto de toxicidad presente en ambos efluentes, con una toxicidad notoriamente superior en el caso de la empresa CFG Investment. Así mismo, las incidencias toxicológicas basadas tanto en las unidades tóxicas como en el índice ICOTOX permitieron determinar que los dos tipos de RILES analizados son muy tóxicos de acuerdo con las escalas de clasificación internacionalmente aceptadas, lo que exige acciones correctivas urgentes por parte de ambas empresas y por parte de las autoridades ambientales competentes. En el análisis estadístico mediante la prueba de chi cuadrado (χ^2) se concluyó que no existen diferencias significativas entre cada uno de los tratamientos del bioensayo dentro de cada empresa, lo que valida el modelo dosis respuesta empleado; sin embargo, al comparar entre empresas se determinó que el RIL obtenido de la empresa CFG Investment es el de mayor toxicidad, como lo evidencian sus menores valores de LC50 y sus mayores valores de UT. Finalmente, en el análisis de regresión y correlación se encontró que el RIL que presentó un mayor grado de asociación entre la concentración del efluente y el número de respuestas (mortalidad) fue el obtenido de la empresa CFG Investment, lo que indica una relación dosis respuesta más consistente y predecible para este efluente en particular, probablemente asociada a una composición química más homogénea a lo largo del periodo de muestreo.

Referencias

- Adams, S., & Greeley, M. (2000). Ecotoxicological indicators of water quality: Using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 123, 103-115.
- Alayo, M., & Iannacone, J. (2002). Ensayos ecotoxicológicos con petróleo crudo, Diesel 2 y Diesel 6 con dos subespecies de *Brachionus plicatilis* Müller 1786 (Rotifera: Monogononta). *Gayana*, 66, 45-58.
- Angulo, G. (1998). *Lineamientos de la política para el control de la contaminación hídrica* (Documento de discusión). Curso Ecología Aplicada.
- APHA (American Public Health Association). (2012). *Health reform and healthy people initiative*. American Public Health Association.
- APHA, AWWA, & WPCF. (1989). *Standard methods for examination of water and wastewater*. American Health Association.
- Bartell, S., Gardner, R., & O'Neill, R. (1992). *Ecological risk estimation*. Lewis Publishers.
- Becerra, F., Aspe, E., & Roedel, M. (1990). Caracterización y ensayos preliminares de tratamiento de efluentes líquidos en la industria pesquera. *Alimentación y Tecnología*, (9), 147-151.
- Brack, A., & Mendiola, E. (2000). *Ecología del Perú*. Lima Bruño.
- Butler, G. (1978). *Principles of ecotoxicology*. John Wiley and Sons.
- Calow, P. (1993). *Handbook of ecotoxicology*. Blackwell Science.
- Capo, M. (2002). *Principios de ecotoxicología*. McGraw-Hill/Interamericana.

- Carbajal, W., Castro, J., De la Cruz, J., & Florez, G. (2004). *Calidad del ambiente marino en Puerto Malabrigo (La Libertad)*, marzo y junio 2003. IMARPE. <http://www.imarpe.gob.pe>
- Castillo, G. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Castillo, J. M. S. d. (2004). Algunas reflexiones sobre la gestión del conocimiento en las empresas. *Intangible Capital*.
- Chapman, P. M. (2007). Determining when contamination is pollution: Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International*, 33, 492-501.
- Chávez, D. (2014). *Propuesta de formulación de un plan básico de mejora en el tratamiento del agua de bombeo de las fábricas pesqueras de Puerto Malabrigo* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Trujillo].
- Chulle Chapilliquén, J. A. (2023). *Modelo tecnológico bajo el enfoque de Cloud Computing en la gestión de información de las universidades públicas del Perú* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Piura]. Repositorio Institucional Digital - UNP. <https://hdl.handle.net/20.500.12676/4453>
- Cotou, E., Castritsi-Catharios, I., & Moraitou-Apostolopoulou, M. (2001). Surfactant-based oil dispersant toxicity to developing nauplii of *Artemia*: effects on ATPase enzymatic system. *Chemosphere*, 42(8), 959-964. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00108-9)

- Crane, M., Sildanchandra, W., Kheir, R., & Callaghan, R. (2002). Relationships between biomarker activity and development endpoints in *Chironomus riparius* Meigen exposed to an organophosphate insecticide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53, 361-369.
- Day, K., Ongley, E., Scroggins, R., & Eisenhauer, R. (1988). Biology in the new regulatory framework for aquatic protection. En *Proceedings of the Alliston Workshop*. National Water Research Institute and Environment Canada.
- Delvals, T., & Conradi, M. (2000). Advances in marine ecotoxicology: Laboratory tests versus field assessment data on sediment quality studies. *Ciencias Marinas*, 26, 39-64.
- ENAPU (Empresa Nacional de Puertos). (2013). [Área de inundación en caso de tsunami – Puerto Malabrigo] [En línea]. 25 de febrero de 2013. ENAPU S.A.
- ENAPU. (2013). *Terminal portuario de Chicama*. <https://n9.cl/6je6qa>
- Environment Canada. (1999). *Guidance document on application and interpretation of single-species tests in environmental toxicology* (EPS 1/RM/34). Environmental Technology Centre.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1993). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1995). *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms*.

- EPA (Environmental Protection Agency). (1993). *Simultaneous control of PM-10 and hazardous air pollutants: Rationale for selection of hazardous air pollutants as potential particulate matter or associated with particulate matter at source conditions: Final report*. U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA (Environmental Protection Agency). (2016). *OCSPP Test Guideline 850.1000: Background and Special Considerations—Tests with Aquatic and Sediment-Dwelling Fauna and Aquatic Microcosms*. Office of Chemical Safety and Pollution Prevention, U.S. Environmental Protection Agency.
- Evans, J. D. (1996). *Straightforward statistics for the behavioral sciences*. Brooks/Cole Publishing.
- Faustman, E., & Omenn, G. (1996). Risk assessment. En C. D. Klaassen (Ed.), *Casarett and Doull's toxicology*. McGraw-Hill.
- Glynn, H., & Heinke, G. (1999). *Ingeniería ambiental*. Prentice Hall.
- Guerra, A. (2001). *Unidades tóxicas de los efluentes de los procesos de la curtiembre «Cassinelli, Juan» sobre la supervivencia del instar II de Artemia sp. durante octubre—enero 2001* [Informe de prácticas preprofesionales, Universidad Nacional de Trujillo].
- Guillen, O., Aquino, A., Valdivia, B., & Calienes, R. (1978). *Contaminación en el puerto del Callao*. IMARPE.
- Harwig, J., & Scott, P. (1971). Brine shrimp (*Artemia salina* L.) larvae as a screening system for fungal toxins. *Applied Microbiology*, 21, 1011-1016.
- Hernán, O., Silva, J., Riveros, A., Soto, E., Troncoso, L., Schmith, E., & Larraín, A. (1996). Efecto combinado y riesgo ecológico de las concentraciones de Zn, Cu y Cr presentes en el puerto San Vicente, Chile. *Cayana Océano*, 1(2), 99-107.

- Iannacone, J., & Alvarino, L. (1998). Ecotoxicidad aguda del zinc sobre el «guppy» *Poecilia reticulata*. *Wiñay Yachay*, 2(3), 67-74.
- Iannacone, J., & Alvarino, L. (2002). Evaluación del riesgo ambiental del insecticida cartap en bioensayos con tres invertebrados. *Agricultura Técnica (Chile)*, 62, 366-374.
- Iannacone, J., & Alvarino, L. (2005). Selectividad del insecticida cartap empleando bioensayos con organismos no destinatarios. *Ecología Aplicada*, 4, 91-104.
- Iannacone, J., Caballero, C., & Alvarino, L. (2002). Empleo del caracol de agua dulce *Physa venustula* Gould como herramienta ecotoxicológica para la evaluación de riesgos ambientales por plaguicidas. *Agricultura Técnica*, 62, 212-225.
- Iannacone, J., Dale, W., & Alvarino, L. (2000). Monitoreo ecotoxicológico del río Rímac (Lima, Perú). *Agricultura Técnica*, 67, 67-78.
- Ingersoll, C. (1995). Sediment toxicity test. En G. M. Rand (Ed.), *Fundamentals of aquatic toxicology* (pp. 231-255). Taylor & Francis.
- Insua, D., Pérez, C., Morales, A., Valera, Z., & Meneses, A. (2010). Evaluación ecotoxicológica de detergentes comerciales y naturales, como criterio de contaminación ambiental. *REDVET: Revista Electrónica de Veterinaria*, 11(3).
- Jaeguer Salazar, M. L. (2014). *Evaluación de la toxicidad de los efluentes de los establecimientos industriales pesqueros: CFG Investment S.A.C y Tecnológica de Alimentos S.A. de Puerto Malabrigo* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Trujillo].

- Lahr, J., Maas-Diepeveen, J., Stuijzand, S., Leonards, P., Druke, J., Lucker, S., Espeldoorn, A., Kerkum, L., van Stee, L., & Hemdriks, A. (2003). Response in sediment bioassays used in the Netherlands: Can observed toxicity be explained by routinely priority pollutants? *Water Research*, 37, 1691-1710.
- Maldonado Ramírez, I. (2023). *Cloud computing para la gestión de la calidad de una universidad pública de Amazonas* [Tesis doctoral, Universidad César Vallejo]. Repositorio Institucional - UCV. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/125049>
- Maldonado Ramírez, I., Pérez Astonitas, R., Fernández Cueva, A., Santa Cruz Acosta, C., & Musayón Velásquez, O. (2023). Las Tecnologías de la Información y Comunicación y la Cloud Computing en la Gestión de la Calidad en Universidades Públicas. *Revista de la Universidad del Zulia*, 14(39), 370-384.
- Martínez, E., Moore, B., Schaumlöffel, J., & Dasgupta, N. (2003). Morphological abnormalities in *Chironomus tentans* exposed to cadmium and copper spiked sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55, 204-212.
- Meregalli, G., Bettinetti, R., Pluymers, L., Vermeulen, A., Ros-saro, B., & Ollevier, F. (2002). Mouthpart deformities and nucleolus activity in field-collected *Chironomus riparius* larvae. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42, 405-409.
- Meyer, B., Ferrigni, N., Putnam, J., Jacobsen, L., Nichols, D., & Laughlin, J. (1982). Brine shrimp: A convenient general bioassay for active plant constituents. *Planta Medica*, 45, 31-34.
- Michael, A., Thompson, C., & Abramovitz, M. (1956). *Artemia salina* as test organism for a bioassay. *Science*, 123, 464.

- MINAM. (2008). *Informe final de residuos sólidos y líquidos. Evaluación de la gestión de los residuos en el Perú*. Ministerio del Ambiente.
- MINAM. (2010). *Estándares nacionales de calidad ambiental para agua* (Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM).
- Ministerio del Ambiente del Perú. (2019). *Decreto Supremo N° 010-2019-MINAM que aprueba el Protocolo Nacional de Monitoreo de la Calidad Ambiental del Aire*. Diario Oficial El Peruano.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). (2019). *Education at a Glance 2019: OECD Indicators*. OECD Publishing.
- Orozco, C., Pérez, A., González, M., Rodríguez, F., & Alfayan, J. (2003). *Contaminación ambiental: Una visión desde la química*. Thompson.
- Pettersson, M., & Wetterstrand, M. (2000). Eyes on the road: Augmenting traffic information. [Ponencia]. [*Nombre de la conferencia*], pp. 147-148.
- PRODUCE. (1997). *Aprueban protocolo de monitoreo de efluentes de la industria pesquera de consumo humano indirecto* (Resolución Ministerial N° 721-97-PE).
- PRODUCE. (2008). *Límites Máximos Permisibles (LMP) para la industria de harina y aceite de pescado y normas complementarias* (Decreto Supremo N° 010-2008-PRODUCE).
- Quispe, A., & Quispe, K. (2020). *Responsabilidad social y compromiso organizacional de los trabajadores de las municipalidades distritales de Urubamba, 2019* [Tesis, Universidad Andina del Cusco]. <https://hdl.handle.net/20.500.12557/3520>

- Riveros, A., Troncoso, L., Silva, J., Soto, E., Cifuentes, A., Bay-Schmith, E., & Larraín, A. (1996). Calidad ecotoxicológica de aguas receptoras de efluentes de industrias pesqueras. Un análisis sinóptico de efectos sobre varias especies, con aguas de Coronel, San Vicente y Roncuant (Región del Bío-Bío, Chile). *Cayana Océano*, 4(2), 77-91.
- Sánchez, P., & Tarazona, J. (2002). Development of a multispecies system for testing reproductive effects on aquatic invertebrates. Experience with *Daphnia magna*, *Chironomus prasinus* and *Lymnaea peregra*. *Aquatic Toxicology*, 60, 249-256.
- Torres, G. (2018). Los alcances de la investigación científica y los límites que la neutralidad de la ciencia le impone: Reflexiones en el campo de la Economía. *Sociales Investiga*, 6(6), 112-118. <https://socialesinvestiga.unvm.edu.ar/ojs/index.php/socialesinvestiga/article/view/250>
- UNESCO. (1993). *II Conferencia Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo en 1992*. <https://n9.cl/d4nhz>
- Vanhaecke, P., Persoone, G., Claus, C., & Sorgeloos, P. (1981). Proposal for a short-term toxicity test with *Artemia nauplii*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 5, 382-387.
- Vásquez, A. (2005). *Impacto de la industria pesquera sobre el sistema marino litoral de Puerto Malabrigo: mayo – diciembre del 2003* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Trujillo].
- Vásquez, D. (1999). *Toxicidad de los efluentes de las industrias pesqueras de Salaverry y Puerto Malabrigo sobre Artemia sp. durante los meses de enero a julio* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Trujillo].

- Vera, M. (2012). *Evaluación del riesgo ambiental por el uso de tres productos químicos de limpieza doméstica* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Trujillo].
- Vilca, O. (2000). *Efectos tóxicos de las aguas residuales de la curtiembre «El Carmen», Moche, sobre *Lebistes* sp.* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Trujillo].
- Wijnands, L., & van Leusden, F. (2000). *An overview of adverse health effects caused by mycotoxins and bioassays for their detection*. National Institute of Public Health and the Environment.



Religación
Press
Ideas desde el Sur Global



Religación
Press

ISBN: 978-9942-594-73-0



9 789942 594730