

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS, COMPORTAMIENTO,
EFECTOS ADVERSOS DE LOS PLAGUICIDAS Y ALTERNATIVAS
PARA SU ELIMINACIÓN**

**TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR PRESENTADO COMO
REQUISITO PARA LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO/A
AMBIENTAL**

KARINA MICHELLE CALAGULLIN LASSO

karina.calagullin@epn.edu.ec

DIRECTOR: ING. MARÍA BELÉN ALDÁS SANDOVAL

maria.aldas@epn.edu.ec

DMQ, agosto de 2023

CERTIFICACIONES

Yo, KARINA MICHELLE CALAGULLIN LASSO declaro que el trabajo de integración curricular aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

KARINA MICHELLE CALAGULLIN LASSO

Certifico que el presente trabajo de integración curricular fue desarrollado por KARINA MICHELLE CALAGULLIN LASSO, bajo mi supervisión.

ING. MARÍA BELÉN ALDÁS SANDOVAL
DIRECTORA

DECLARACIÓN DE AUTORÍA

A través de la presente declaración, afirmamos que el trabajo de integración curricular aquí descrito, así como el (los) producto(s) resultante(s) del mismo, son públicos y estarán a disposición de la comunidad a través del repositorio institucional de la Escuela Politécnica Nacional; sin embargo, la titularidad de los derechos patrimoniales nos corresponde a los autores que hemos contribuido en el desarrollo del presente trabajo; observando para el efecto las disposiciones establecidas por el órgano competente en propiedad intelectual, la normativa interna y demás normas.

KARINA MICHELLE CALAGULLIN LASSO

ING. MARÍA BELÉN ALDÁS SANDOVAL

DEDICATORIA

No soy una, sino soy la suma del trabajo y cariño de varios corazones

Lo mejor de mi trabajo a lo largo de mi carrera universitaria, se lo dedico a mis padres, Luis Hernán y María Eugenia, porque con su esfuerzo, trabajo y cariño me han dado todo lo necesario y más, no solo en lo material sino también en valores, para que yo pueda ser una persona de bien y una profesional, para que sea yo misma quien en la vida me sustente y busque ser aún mejor cada día.

A mis hermanos, Lenin y Kevin, porque en momentos difíciles, cada uno de los miembros de mi familia se convirtieron en esa mano de ayuda para que yo pueda levantarme de nuevo cada día.

A todos aquellos, que, sin ser mi familia de sangre, estuvieron conmigo para ayudarme no solo materialmente, sino deseando para mí lo mejor y que pueda alcanzar las metas que en mi vida tengo, y la académica que es una más de ellas.

AGRADECIMIENTO

A la Escuela Politécnica Nacional, institución de educación superior de excelencia, por haberme abierto sus puertas para educarme en esta mi profesión de Ingeniería Ambiental. Y, por inculcar en mí valores admirables como la disciplina y el esfuerzo.

A la Ing. María Belén Aldás, por haber tomado a su responsabilidad la dirección de mi trabajo de integración curricular, por su paciencia, tiempo, conocimiento y apoyo dados a mí para que pueda llevar a cabo mi trabajo. De igual manera a la Ing. Cristina Almeida, por su compromiso en dirigirme a lo largo del desarrollo de mi proyecto, por su tiempo invertido en ayudarme a realizar mi trabajo con esmero, le quedo muy agradecida.

A mis amigas y compañeros que hicieron de mi paso por la universidad una estancia más agradable. Por los momentos muy buenos y lindos vividos.

ÍNDICE DE CONTENIDO

CERTIFICACIONES	I
DECLARACIÓN DE AUTORÍA.....	II
DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTO	IV
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VIII
RESUMEN.....	X
ABSTRACT	XI
1. DESCRIPCIÓN DEL COMPONENTE.....	1
2. OBJETIVOS	2
2.1. Objetivo General.....	2
2.2. Objetivos Específicos	2
2.3. Alcance.....	3
3. MARCO TEÓRICO	4
3.1. Los plaguicidas y su relación con el desarrollo	4
3.2. Concentración de pesticidas en aguas superficiales.....	4
3.3. Características físico-químicas de los pesticidas	5
3.4. Clasificación de pesticidas.....	8
3.5. Condiciones ambientales y degradación natural de los pesticidas.....	10
3.6. Dinámica de los pesticidas	10
Puntos de partida de los pesticidas.....	10
Mecanismos de movilización de los pesticidas	10
Ruta de transporte y transferencia de los pesticidas	11
Transformación natural de pesticidas.....	12
3.7. Efectos adversos en el ambiente	12
En los comportamientos ambientales abióticos	12
En la flora	12

En la fauna	12
3.8. Efectos en la salud	13
3.9. Tratamientos de remoción de pesticidas del agua	13
3.10. Los tratamientos biológicos como alternativa sustentable a los físico-químicos 19	
3.11. Los pesticidas más usados	19
4. METODOLOGÍA.....	22
4.1. Pregunta de investigación.....	22
4.2. Síntesis del marco teórico.....	23
4.3. Búsqueda de estudios primarios.....	23
Ecuaciones de búsqueda.....	23
Criterios de elegibilidad.....	23
4.4. Evaluación de estudios primarios	25
Gestión de referencias bibliográficas	25
4.5. Análisis cualitativo de estudios primarios.....	25
Construcción de la base de datos.....	25
Análisis cualitativo de la información.....	26
4.6. Meta-análisis	26
Justificación del meta-análisis.....	26
Análisis estadístico de datos.....	26
5. RESULTADOS.....	36
5.1. Análisis del marco teórico	36
5.2. Análisis cualitativo de la información.....	39
Temporalidad del estado del arte	39
Tipos de procesos: Físico-químicos y biológicos	39
5.3. Meta-análisis	43
Análisis de diferencia de medias.....	43
Cuantificación del tamaño del efecto	43

Potencia estadística (PE).....	47
Análisis estadístico descriptivo	50
5.4. Resumen de resultados por objetivos específicos	58
6. CONCLUSIONES	60
7. RECOMENDACIONES.....	61
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	62
9. ANEXOS.....	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Trayecto de los pesticidas a través de los compartimentos ambientales y de la cadena trófica	11
Figura 2. Proceso estadístico.....	28
Figura 3. Curva de potencia ideal en función del tamaño de muestra	33
Figura 4. Diagrama de árbol de problemas sobre la contaminación ambiental por el uso de pesticidas.....	36
Figura 5. Diagrama de árbol de objetivos sobre la contaminación ambiental por el uso de pesticidas.....	37
Figura 6. Temporalidad de estudios revisados sobre tratamientos de eliminación de pesticidas en agua desde 1998 al 2023 (n=101).....	39
Figura 7. Estudios primarios revisados publicados en el periodo 1998-2023 considerando el tipo de proceso (n=101)	40
Figura 8. Porcentaje de publicaciones por tipo de tratamiento en el periodo 1998-2023 (n=101).....	41
Figura 9 . Porcentaje de publicaciones por tipo de pesticida según su persistencia en el periodo 1998-2023 (n=101)	42
Figura 10. Porcentaje de publicaciones en el periodo 1998-2023 por tipo de pesticida según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (n=78).....	42
Figura 11. Curvas de potencia en función del tamaño muestral para cada tipo de pesticidas	49
Figura 12. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas no persistentes.....	50
Figura 13. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas moderadamente persistentes	51
Figura 14 Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas altamente persistentes	52
Figura 15. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos.....	53
Figura 16. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas de moderada toxicidad aguda en microorganismos acuáticos.....	54

Figura 17. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas de alta toxicidad aguda en microorganismos acuáticos.....	55
Figura 18. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para pesticidas de todo tipo.....	56
Figura 19. Diagrama de caja y bigotes de las eficiencias de remoción de los tratamientos biológicos.....	57

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo analizar las características, comportamiento, efectos adversos de los plaguicidas y alternativas para su eliminación. Específicamente se realizó un análisis cualitativo sobre la teoría y un meta-análisis sobre las alternativas de eliminación de dos tipos: físico-químicos y biológicos, aplicados a pesticidas según dos criterios: persistencia en agua y toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, los dos en tres categorías: nula, moderada y alta, para el primer criterio, y baja, moderada y alta para el segundo.

El análisis cualitativo se llevó a cabo mediante diagramas de árbol de problemas y objetivos para determinar las consecuencias en el ambiente y salud por el uso de pesticidas, sus causas y alternativas de remediación de daños. A partir de este análisis se estableció como siguiente objetivo la realización del meta-análisis de tratamientos físico-químicos frente a biológicos, mediante un análisis de diferencia de medias y cálculo del tamaño de efecto, para determinar la factibilidad de reemplazar tratamientos físico-químicos por biológicos para cada grupo de pesticidas en función de la eficiencia, características de sustentabilidad y costos (asequibles o altos). De esto se obtuvo como resultado que el reemplazo sería factible para el grupo de pesticidas no persistentes, mientras que para los grupos de persistencia moderada y alta no. Y, en cuanto, al caso de pesticidas categorizados según su toxicidad aguda en microorganismos se presentó inconsistencias, que se les atribuyó a sesgos de investigación.

Posteriormente, se realizó un análisis estadístico descriptivo sobre cada tipo de pesticida tratado con cada tipo de tratamiento, para determinar cuáles son los tratamientos más eficientes, pero también los de mejores características de sustentabilidad y costos. Así pues, se evidenció que la biorremediación microbiana y la bioadsorción fueron los tratamientos con mayor potencial de eficiencia, costos y sustentabilidad.

ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the characteristics, behavior, adverse effects of pesticides and alternatives for their elimination. Specifically, a qualitative analysis was carried out on the theoretical part and a meta-analysis on the elimination alternatives of two types: physical-chemical and biological, applied to pesticides according to two criteria: persistence in water and acute toxicity in aquatic microorganisms, both into three categories: null, moderate and high, for the first criterion, and low, moderate and high for the second.

The qualitative analysis was carried out through tree diagrams of problems and objectives to determine the consequences on the environment and health due to the use of pesticides, their causes and alternatives for damage remediation. Based on this analysis, the following objective was established to carry out a meta-analysis of physical-chemical versus biological treatments, by means of a mean difference analysis and calculation of the effect size, to determine the feasibility of replacing physical-chemical treatments with Biologicals for each group of pesticides based on efficiency, sustainability characteristics and costs (affordable or high). From this it was obtained as a result that the replacement would be feasible for the group of non-persistent pesticides, while for the groups of moderate and high persistence it would not. And, regarding the case of pesticides categorized according to their acute toxicity in microorganisms, there were inconsistencies, which were attributed to research biases.

Subsequently, a descriptive statistical analysis was carried out on each type of pesticide treated with each type of treatment, to determine which was the most efficient treatments, but also those with the best sustainability and cost characteristics. Thus, it was evidenced that microbial bioremediation and biosorption were the treatments with the greatest potential for efficiency, cost, and sustainability.

1. DESCRIPCIÓN DEL COMPONENTE

La problemática ambiental de la contaminación por pesticidas se origina principalmente por su uso inadecuado e indiscriminado, y por la falta de regulación en el tratamiento de las aguas residuales contaminadas. Esto trae graves consecuencias sobre el ambiente, como el deterioro y pérdida de los recursos naturales bióticos y abióticos, y la disminución de la calidad de agua, suelo y aire. Y por ende se genera consecuencias en la salud pública, como intoxicaciones o enfermedades mayores a lo largo del tiempo como diferentes tipos de cáncer (Bedmar, 2011).

Los efectos globales negativos del uso de pesticidas llevan a la demanda de aportes investigativos científicos de revisión bibliográfica sobre medidas de remediación de daños como lo es los tratamientos de eliminación de contaminantes, lo cual va a constituir los fundamentos teóricos de posteriores trabajos de aplicación (Diaz & Betancourt, 2018). Por esto se ha elaborado este trabajo que consiste en el desarrollo de un meta-análisis comparativo sobre eficiencias de tratamientos de eliminación de pesticidas del agua de tipo físico-químicos frente a biológicos.

Para obtener los datos de los casos de tratamientos, en primer lugar, se estableció el estado del arte mediante una revisión bibliográfica sistemática para así fundamentar teóricamente un posterior análisis estadístico de dichos tratamientos.

Después, se desarrolló una metodología para realizar el meta-análisis, la cual consistió primero en un análisis de diferencia de medias y tamaño de efecto de las eficiencias de tratamientos físico-químicos frente a biológicos, para pesticidas según su persistencia: nula, moderada y alta, y según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos: baja, moderada y alta. Este análisis se realizó para determinar si el reemplazo de tratamientos físico-químicos por biológicos influye significativamente en la disminución de la eficiencia de remoción, para finalmente precisar la factibilidad del reemplazo, puesto que los biológicos tienen mejores características de sustentabilidad y costos asequibles. Los cálculos se realizaron en el software estadístico SPSS 29.1.0.1.

Posteriormente, los resultados obtenidos para el análisis de diferencia de medias fueron sometidos a un análisis de validez mediante la potencia estadística para determinar si los errores estadísticos (tipo II) incurridos generaban un cambio en los resultados obtenidos. Los cálculos se realizaron en el software estadístico G-Power 3.1.9.7.

Finalmente se realizó un análisis estadístico descriptivo de las eficiencias de remoción para cada tipo de pesticidas y para el global con cada tipo de tratamiento para determinar cuáles

son los más eficientes, pero también los más sustentables y asequibles. Los cálculos se realizaron en Excel 2016.

De este modo, este trabajo podrá aportar una síntesis técnica de información científica sobre detalles de los tratamientos de eliminación de pesticidas del agua.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Analizar las características, comportamiento, efectos adversos de los plaguicidas y alternativas para su eliminación.

2.2. Objetivos Específicos

- Establecer el estado del arte referente a la problemática ambiental de la contaminación por el uso de pesticidas mediante una revisión bibliográfica sistemática, para así basar teóricamente el posterior análisis de las características, comportamiento, efectos adversos y tratamientos de eliminación de pesticidas.
- Analizar el estado del arte mediante diagramas de árbol de problemas y árbol de objetivos para así determinar las características técnicas requeridas para los casos de tratamientos de eliminación de pesticidas del agua que posteriormente serán evaluados estadísticamente.
- Evaluar las eficiencias de tratamientos de eliminación de pesticidas del agua, tanto de tipo físico-químicos como biológicos para pesticidas según su persistencia y según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, de información publicada entre los años 1998 a 2023, a través de un análisis estadístico de varianza de medias y tamaño de efecto, para así determinar la factibilidad, en términos de eficiencia, sustentabilidad y costos, de reemplazar tratamientos físico-químicos por biológicos.
- Evaluar la validez de los resultados obtenidos en el análisis de diferencia de medias mediante una prueba de potencia estadística para así obtener resultados estadísticos fiables.
- Categorizar los tipos de tratamientos para cada tipo de pesticida y para el global en función de su eficiencia de remoción para así determinar cuáles son los más factibles considerando además la sustentabilidad y costos.

2.3. Alcance

El presente trabajo de revisión bibliográfica pretende analizar el estado del arte relacionado a la contaminación ambiental por el uso inadecuado e indiscriminado de pesticidas, específicamente sobre las características, comportamiento, efectos adversos de los plaguicidas y alternativas para su eliminación, con enfoque en este último. Dicha evaluación fue realizada mediante un análisis de diferencia de medias y tamaño de efecto entre los dos tipos de tratamientos para determinar la factibilidad de reemplazar tratamientos físico-químicos por biológicos al ser aplicados para pesticidas según su persistencia y según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos. Adicionalmente, se realizó un análisis estadístico descriptivo de las eficiencias obtenidas para cada tipo de pesticida con cada tipo de tratamiento para determinar los mejores tratamientos en términos de eficiencia, características de sustentabilidad y costos (categóricos).

Para llevar a cabo este trabajo se establecieron limitaciones de temporalidad. Así, se abarcó como unidades de investigación a estudios primarios seleccionados de la base de datos SCOPUS publicados en un periodo de tiempo de hasta 25 años atrás, es decir a partir del año 1998. Respecto de la espacialidad, esta no se limitó con el fin de obtener el mayor número de datos posibles para que la muestra sea representativa.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Los plaguicidas y su relación con el desarrollo

Desde los inicios de la agricultura, los pesticidas han estado presentes, convirtiéndose en un factor primordial para el desarrollo agrícola y económico. Son aprovechados para combatir diversas plagas de cultivos, vectores de enfermedades y cualquier organismo animal o vegetal que genere daños a un bien material. Sin embargo, también generan efectos adversos sobre los organismos o ecosistemas con los cuales entran en contacto (Bedmar, 2011).

A pesar de los efectos negativos que conlleva su aplicación, su uso ha ido en creciente aumento en especial desde la época de la “revolución verde” (1940-1970), y desde los años 90, al aumentar su producción a nivel mundial de 2.2 millones toneladas a 3 millones en el año 2000, y alcanzando 5.4 millones en 2018 (FAO, 2020), pues son una herramienta fundamental para la seguridad alimentaria (Salamanca & Pedraza, 2020).

Tales efectos adversos están generando en el ambiente graves consecuencias: la infertilidad de suelos, la contaminación de cuerpos de agua y la pérdida parcial y muerte de biota. Como consecuencia se genera también efectos en la salud pública: dolor de cabeza, mareos, náuseas, enfermedades crónicas como el cáncer, Alzheimer, problemas reproductivos, neurológicos y teratogénicos (Arias, 2019).

Para reducir, mitigar y remediar daños, la academia alrededor del mundo busca soluciones, ante lo cual se han venido desarrollando, numerosas investigaciones enfocadas en la remediación con tratamientos de eliminación de pesticidas. (Diaz & Betancourt, 2018).

3.2. Concentración de pesticidas en aguas superficiales

Existe evidencia de que las concentraciones de pesticidas en cuerpos de agua naturales sobrepasan los límites permisibles. En la Tabla 1 se presenta información de concentraciones de ciertos pesticidas organoclorados y organofosforados detectados en ríos en Ecuador, comparados con los valores permisibles establecidos en la normativa nacional TULSMA Anexo 1 para la preservación de vida acuática y silvestre en aguas dulces y en aguas marinas o de estuarios.

Tabla 1. Concentraciones de pesticidas en cuerpos de agua superficiales - Ecuador

Localización	Tipo Pesticida	Fórmula química	Concentración (mg/L)	Referencia TULSMA Anexo 1 ^c
Río Daule, Guayas	Organoclorados totales ^a		16.04	10 mg/L
Río Burgay, Cañar	Organoclorados totales ^b	Lindano	14.70	
		Cisheptacloro-hepóxido	13.10	
		Diclorodifenildicloroetileno	22.60	
Sumatoria		50.40		
Río Daule, Guayas	Organofosforados totales ^a	Azinfos metilo	3.73×10^{-4}	10 mg/L
		Azinfos etilo	3.78×10^{-4}	
	Sumatoria		7.58×10^{-4}	
Río Burgay, Cañar	Organofosforados totales ^b	Profenofos	0.59	

Nota: ^a Izurieta et al. (2019); ^b Pauta (2014), ^c Anexo 1 TULSMA (2015).

En la Tabla 1 se evidencia que los pesticidas organoclorados sobrepasan los valores permisibles, mientras que los organofosforados no. Esto se puede atribuir a la persistencia, que es mayor en los organoclorados (Narváez et al., 2012).

3.3. Características físico-químicas de los pesticidas

Las características de los pesticidas son útiles como base para elaborar evaluaciones de riesgo ambiental y de salud pública, pues dan descripción de su comportamiento y dinámica en el ambiente y en la cadena trófica, y de su degradación (Equipo de Seguridad Química y Unidad de Salud de la OMS, 2019).

En la Tabla 2 se presenta conceptos básicos de algunas de las características principales de los pesticidas y su relación con la contaminación ambiental.

Tabla 2. Características físico-químicas de los pesticidas

Característica	Descripción	Relación con la contaminación	Indicador	Medidas			
				Grado	Rango	Unidad	Descripción
Volatilidad ^{a, b}	Capacidad que posee una sustancia para pasar del estado líquido a gas	Capacidad de transferirse a la atmósfera	Presión de vapor	Volátil	$>10^{-3}$	mmHg a 25°C	Muy móvil en aire
				Moderadamente volátil	10^{-4} - 10^{-6}		Menos móvil en aire
				No volátil	$<10^{-7}$		Persistente en agua/suelo
Solubilidad en agua ^c	Capacidad de sustancias de disolverse en solventes	Capacidad de transferirse al agua	Solubilidad acuosa	Alta	>500	ppm	Muy móvil en agua
				Soluble	>25		Móvil moderado
				Insoluble	<25		Inmóvil en agua
Adsorción en suelo ^{d, a}	Capacidad que posee el suelo para fijar en sí mismo sustancias orgánicas	Determina su capacidad de persistir en suelos	Coeficiente de adsorción de carbono orgánico (K_{oc})	Muy débil	<10	mL/g	Capacidad de volatilizarse
				Débil	10-100		
				Moderado	100- 10^3		
				Fuerte	10^3 - 10^4	Capacidad de adsorberse en suelo	
				Muy fuerte	10^4 - 10^5		
				Altamente fuerte	$>10^5$		
Bioacumulación	Describe la capacidad de sustancias de disolverse en lípidos. El K_{ow} es la relación entre	Determina su capacidad de acumularse en tejidos vivos	Coeficiente de reparto n-octanol-agua (K_{ow})	Bajo	<1	Adimensional	Hidrofílico
				Medio	1-10		Hidrofílico/lipofílico

	las concentraciones de tal sustancia en mezcla bifásica de 2 disolventes inmiscibles (n-octanol y agua)			Alto	10-100	Lipofílico	
				Muy alto	100-10 ³		Muy lipofílico
				Alto en extremo	>10 ³		Lipofílico. Puede bioacumularse
Vida media^f	Tiempo necesario para que la mitad de cantidad de pesticida se degrade	Mide su persistencia en el ambiente	Vida media	Ver Tabla 4.			

Nota: ^a Leyva et al. (2014); ^b Badii & Landeros (2007); ^c Del Puerto et al. (2014); ^d Jáquez et al. (2013); ^e Manual Técnico Andino para el Registro y Control de Plaguicidas Químicos de Uso Agrícola (2019); ^f Diaz & Betancourt (2018)

En la Tabla 3 se presentan las características físico-químicas de algunos de los pesticidas más usados a nivel mundial.

Tabla 3 Características físico-químicas de los pesticidas más usados a nivel mundial

Grupo químico	Ingrediente activo	Presión de vapor a 25°C (mmHg)	Solubilidad agua a 20°C (ppm)	K _{oc}	K _{ow}	Vida media suelo/ agua (días)
Organofosforado	Glifosato	9.83x10 ⁻⁸	10500	1435	5.25x10 ⁻⁷	96/35
	Malatión	2.33x10 ⁻⁵	148	1800	5.62x10 ²	3/6
Bipiridilo	Paraquat	7.50x10 ⁻⁸	6.20x10 ⁵	1*10 ⁶	3.16x10 ⁻⁵	620/30
Carbamato	Carbaril	3.12x10 ⁻⁷	9.10	300	2.29x10 ²	16/12

Ditiocarbamato	Mancozeb	9.75×10^{-8}	6.20	998	2.00×10^2	2/166
----------------	----------	-----------------------	------	-----	--------------------	-------

Fuente: Database of Agriculture & Environment Research Unit at the University of Hertfordshire (2023).

3.4. Clasificación de pesticidas

La clasificación de los pesticidas los agrupa por características similares como: su grupo químico, toxicidad aguda tanto en humanos como en microorganismos acuáticos, vida media, entre otros, para así diferenciarlos principalmente por sus riesgos al ambiente y a la salud (Del Puerto et al., 2014).

La toxicidad aguda en humanos es utilizada en la regulación del uso de pesticidas y su descarga en cuerpos de agua (Del Puerto et al., 2014). Por otra parte, la toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, genera cierto grado de inhibición de actividad microbiana en tratamientos biológicos, es decir la disminución de eficiencia del tratamiento al procesar un pesticida con esta característica (Man et al., 2023). Y, en el caso de la vida media, esta implica el grado de persistencia en el ambiente que posee un pesticida, es decir la resistencia a degradarse mediante mecanismos biológicos (recalcitrancia) (Fernández et al., 2012).

En la Tabla 4 se presentan la clasificación según algunos de las características más importantes.

Tabla 4. Clasificación de pesticidas conforme a las características más importantes

Criterio	Clasificación	Descripción				Ejemplo
Grupo químico^b	Organoclorados	Presentan cloro en su composición				DDT, aldrín
	Organofosforados	Poseen fósforo en su composición				Malatión
	Carbamatos	Usados como fungicidas				Carbaril
	Piretroides	Proviene del piretro				Cipermetrina
	Neonicotinoides	Tiene relación con la nicotina				Acetamiprid
	Triazinas	Se usan como herbicidas				Atrazina
	Bipiridilos	Compuestos de amonio cuaternario				Paraquat
	Ácidos fenoxiacéticos	Se usan como herbicidas				Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)
	Triazoles	Se usan como fungicidas				Ciproconazol
Toxicidad aguda en seres humanos (DL₅₀)^b		Vía oral (DL ₅₀) (mg/kg)		Vía dérmica (DL ₅₀) (mg/kg)		
		Sólido	Líquido	Sólido	Líquido	
	Ia: sumamente peligroso	< 5	< 20	< 10	< 40	Glifosato
	Ib: muy peligroso	5-50	20-200	10-100	40-400	Diazinón
	II: peligro moderado	50-500	200-2000	100-1000	400-4000	Heptacloro, baigón
	III: poco peligroso	500-5000	2000-2x10 ⁴	1000-10 ⁴	4000-4x10 ⁴	Dicamba
	U: poco probable que presente peligro	>5000	>2x10 ⁴	>10 ⁴	>4x10 ⁴	Oxyfluorfen
Toxicidad aguda microorganismos acuáticos (CE₅₀) (mg/L)^c	Baja	>100				2,4-D
	Moderada	0.1-100				Atrazina
	Alta	<0.1				Clorpirifós
Vida media^a	No persistente	0-12 semanas				Malatión
	Moderada	1-18 meses				Atrazina
	Persistente	<20 años				Organoclorados
	Permanente	>20 años				Metales pesados

Nota: ^a Diaz & Betancourt (2018); ^b (Equipo de Seguridad Química y Unidad de Salud de la OMS (2019); ^c Agriculture & Environment Research Unit at the University of Hertfordshire (2023).

Cabe añadir que el microorganismo usado para determinar la toxicidad aguda en microorganismos acuáticos es el crustáceo planctónico *Daphnia magna*, que es considerado un microorganismo ideal para ensayos de ecotoxicología por sus características de disponibilidad, adaptación a cultivos de laboratorio y sensibilidad a compuestos químicos. Además, para categorizar la toxicidad es necesario que sea sobre un mismo sujeto, por lo que no es posible considerar los microorganismos usados en cada caso de tratamiento de remoción de pesticidas (Man et al., 2023).

3.5. Condiciones ambientales y degradación natural de los pesticidas

La degradación natural los pesticidas requiere de características del suelo y condiciones climatológicas propicias. Pues, la fotorradiación rompe los enlaces químicos de sustancias, así también la precipitación da lugar a reacciones químicas como la hidrólisis (Torri, 2015). Por el contrario, el pH, la humedad, la composición mineral dan al suelo la capacidad de adsorber sustancias orgánicas e inorgánicas con lo que el proceso de degradación se dificulta (Diaz & Betancourt, 2018). En cambio, los organismos vivos como las bacterias y hongos degradan compuestos químicos, pues los utilizan como nutrientes (Navarro & Barba, 1996).

3.6. Dinámica de los pesticidas

Puntos de partida de los pesticidas

El uso que hayan tenido los pesticidas va a ser el punto de partida en su dinámica ambiental. Considerando que la agricultura es la actividad productiva que más usa pesticidas, los posibles puntos de partida más comunes son: la superficie de las plantas, los suelos y la atmosfera (aerosoles) (Center for Biological Diversity.of United States, 2021).

Mecanismos de movilización de los pesticidas

Los pesticidas pueden transportarse mediante diferentes mecanismos, estos pueden ser físicos, químicos y/o biológicos, a continuación se describen:

- **Por acción mecánica del agua:** los pesticidas son arrastrados hasta cuerpos de agua mediante el escurrimiento superficial, o por infiltración ingresan al suelo, incluso hasta llegar a aguas subterráneas (Ravelo, 2011).

- **Dispersión atmosférica:** por acción de viento los pesticidas se pueden dispersar con concentración tóxica a poblados o cultivos (Jáquez et al., 2013)
- **Por volatilización:** desde los cultivos rociados pueden volatilizarse y ser inhalados por animales o humanos (Narváez et al., 2012).
- **Por absorción de parte de plantas:** las plantas pueden captar pesticidas como nutrientes, siendo metabolizados o acumulados (Narváez et al., 2012).
- **Por dispersión en suelos:** soluciones de pesticidas se movilizan en el suelo por acción de gradientes de concentración (ósmosis) (Jáquez et al., 2013)

Ruta de transporte y transferencia de los pesticidas

Mediante mecanismos de movilización los pesticidas toman rutas diferentes desde los lugares de su vertimiento, ya sea suelos, agua o aerosoles, de tal manera que finalmente llegan al ser humano (Navarro & Barba, 1996). Las posibles rutas se ilustran en la Figura 1, en donde se observa que los pesticidas, cuando están disueltos en agua de lluvia o de riego, se dirigen a cuerpos de agua (Ravelo, 2011). En cambio, en suspensión se dirigen al suelo por infiltración, desde donde se pueden transferir a plantas a través de absorción por raíces o a aguas subterráneas mediante infiltración. Desde plantas fumigadas, se pueden dirigir a seres vivos mediante la volatilización (Narváez et al., 2012).

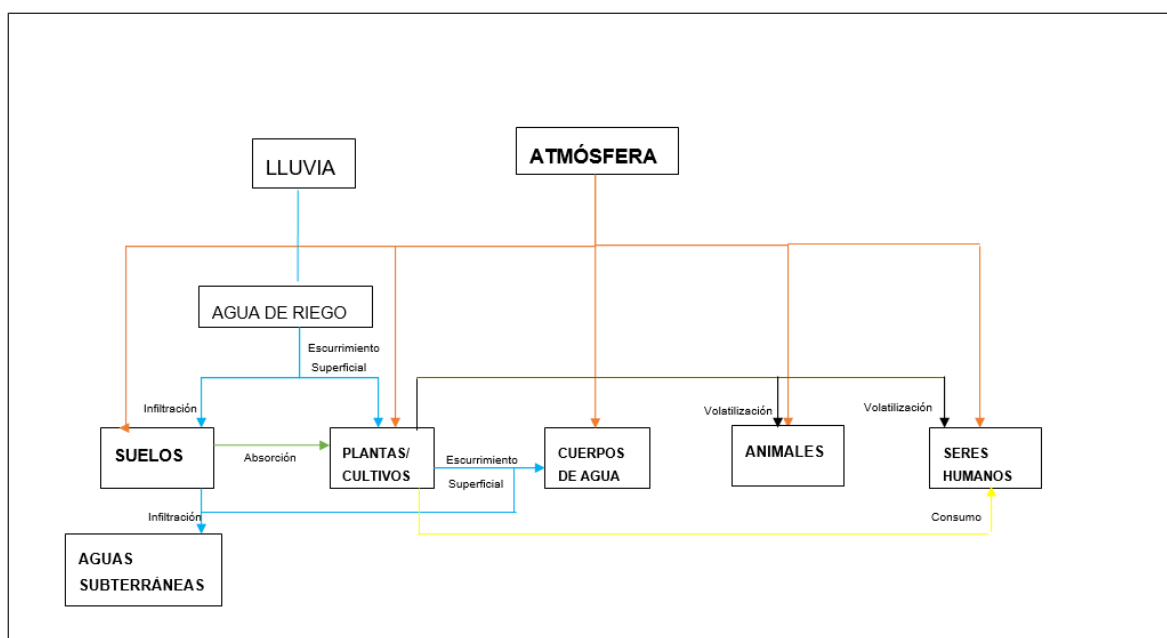


Figura 1. Trayecto de los pesticidas a través de los compartimentos ambientales y de la cadena trófica

Fuente: Elaboración propia.

Transformación natural de pesticidas

Es el proceso que genera nuevas sustancias químicas que pueden llegar a ser inocuas, menos tóxicas, pero también de mayor toxicidad. Para esto actúan mecanismos naturales de descomposición, algunos ya citados:

- Fotólisis
- Acción biológica de microorganismos
- Reacciones químicas: hidrólisis, redox, quelación (Del Puerto et al., 2014).

3.7. Efectos adversos en el ambiente

En los comportamientos ambientales abióticos

Para empezar, la funcionalidad de reacciones bioquímicas naturales como la de los ciclos biogeoquímicos se ven alteradas, dado que la actividad enzimática disminuye (Diaz & Betancourt, 2018).

Por otro lado, la degradación puede generar compuestos de mayor toxicidad, por ejemplo, el Dicloro Difenil Dicloroetano (DDD) y Dicloro Difenil Dicloroetileno (DDE) metabolitos del DDT, y la etilentiourea (ETU) metabolito del mancozeb, del que se ha registrado evidencias de ser carcinógeno (Colosio et al., 2002; Guo et al., 2008; Heck et al., 2007).

En cuanto a aguas y suelos afectados por Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP's) estos pueden permanecer en el ambiente hasta más de 20 años, así disminuye su calidad y por ende se vuelven no aptos para aprovechamiento humano (Mora et al., 2019; Schoijet, 2011).

En la flora

Debido a los mecanismos de absorción que poseen las plantas, los pesticidas pueden causarles daño celular, además de bioacumularse en ellas (Del Puerto et al., 2014).

En la fauna

Especies terrestres pierden el 95% de su hábitat por pérdida de suelos (Mora et al., 2019). En cambio, peces biomagnifican los pesticidas que usan como nutrientes. En general, la pérdida de micro y macroorganismos significa desequilibrio en la funcionalidad de los ecosistemas (Diaz & Betancourt, 2018).

3.8. Efectos en la salud

Pueden ser de dos tipos considerando el tipo de toxicidad: agudos y crónicos (Navarro & Barba, 1996). Las vías de exposición son: la respiratoria, digestiva, dérmica y mucosa, ya sean en el campo ocupacional (agricultura, fabricación de pesticidas), por el contacto con ambientes contaminados o por el consumo de alimentos (plantas y animales) contaminados (Del Puerto et al., 2014).

Los efectos por toxicidad aguda van desde náuseas, inflamación, irritación, entre otros. Por toxicidad crónica los efectos son a nivel del sistema nervioso, sistema reproductor, mutagénicos, cancerígenos, y teratogénicos entre los más comunes (Pacheco & Barbona, 2017).

Algunas evidencias de efectos en la salud fueron halladas en los siguientes estudios: Ross et al. (2013) evidenció asociación entre exposición crónica a organofosforados y daños en el sistema sicomotor. Muñoz et al. (2013) encontró efectos en el desarrollo cognitivo de fetos e infantes expuestos a organofosforados. Y Freire & Koifman (2013) evidenciaron efectos en el sistema nervioso (depresión).

3.9. Tratamientos de remoción de pesticidas del agua

Los tratamientos utilizados para remoción de pesticidas se presentan en la Tabla 5, con detalles de tipo y subtipo de proceso, aptitud ya sea para COP's o biodegradables, fundamento teórico, ventajas y desventajas una calificación cualitativa de los costos de instalación, operación y mantenimiento (asequible o costoso), eficiencia de remoción categórica (alta o baja), tiempos de retención y características de sustentabilidad que incluye datos de consumo de energía, uso y aprovechamiento de recursos naturales revalorizables.

Tabla 5. Tipos de procesos para la eliminación de pesticidas

Proceso	Tipos	Aptitud	Fundamento teórico	Ventajas	Desventajas	Costo	Características de Sustentabilidad
Físico-químicos	Adsorción ^a	COP's	Un sólido que actúa como adsorbente capta en su superficie específica sustancias solubles como los pesticidas.	Alta eficiencia remoción. Bajo consumo energía. Tiempo de retención en el orden de horas hasta pocos días.	Manejo técnico. Uso de compuestos químicos para los adsorbentes.	Costoso	Bajo consumo de energía.
	Nanofiltración ^a	COP's	Proceso de filtración por membranas semipermeables que trabaja con equipos generadores de presión que separan sustancias por su tamaño molecular. Las membranas son hechas de nanomateriales y retienen partículas: 0,1 nm-0,001 µm.	Alta eficiencia de remoción. No altera la salinidad del agua. No desmineraliza el agua. Tiempo de retención en el orden de minutos.	Alto costo. Manejo técnico. Alto consumo de energía. Uso de compuestos químicos para las membranas.	Costoso	-
	Ósmosis inversa ^a	COP's	Mediante nanomembranas se ejerce una fuerza superior y opuesta a la presión osmótica mediante bombas de presión, para separar contaminantes en el lado concentrado.	Alta eficiencia de remoción. Tiempo de retención en el orden de minutos.	Alto costo. Alto consumo energía. Manejo técnico. Desmineraliza el agua. Uso de químicos (membranas).	Costoso	-

Continuación Tabla 5. Tipos de procesos para la eliminación de pesticidas

Proceso	Tipos		Aptitud	Fundamento teórico	Ventajas	Desventajas	Costo	Características Sustentabilidad
Físico-químicos	Procesos de Oxidación Avanzada (POA's)		COP's	Reactor que actúa con luz solar y un catalizador químico (peróxido de hidrógeno) lo cual genera radical hidroxilo (OH·) que tienen alto potencial de oxidación de sustancias recalcitrantes.	Alta eficiencia de remoción. Tiempo de retención en el orden de días.	Alto costo. Alto consumo energía. Los procesos de oxidación pueden generar subproductos de mayor persistencia.	Asequible	-
	Fotocatalítico ^{b, l}	Foto-Electro-Fenton solar ^{b, m}						
Biológicos	Con microorganismos	Lodos activados ^d	COP's y biodegradables	Llevado a cabo en piscinas mediante comunidades de microorganismos en condiciones aerobias. Necesita un periodo de adaptación mayor a 4 meses.	Bajo costo. Bajo consumo energía. No usa químicos. Usa recursos naturales (microorganismos).	Eficiencia remoción baja. Requiere grandes superficies terreno. Tiempo de retención en el orden de meses.	Asequible	No usa sustancias químicas significativamente, más, usa microorganismos.

Continuación Tabla 5. Tipos de procesos para la eliminación de pesticidas

Proceso	Tipos		Aptitud	Fundamento teórico	Ventajas	Desventajas	Costo	Características Sustentabilidad
Biológicos	Con microorganismos							
	Reactores biológicos de membrana (MBR) ^e ,	COP's	Combina degradación biológica y filtración por membranas Smart hechas a base de materiales biológicos lipídicos o sintéticos como arcillas, polímeros que degradan los pesticidas.	Alta eficiencia de remoción. No genera residuos contaminantes. Tiempo de retención en el orden de días.	Altos costos. Alto consumo energía.	Costoso	No genera contaminantes. Usa sustancias biológicas como membranas de filtración.	
	Reactor biofilm de lecho móvil (MBBR) ^f	COP's	Proceso aerobio o anaerobio realizado en reactores que contienen soportes plásticos suspendidos adheridos a una biopelícula de microorganismos que trata el agua.	Alta eficiencia remoción. No genera subproductos contaminantes. Tiempo de retención en el orden de días.	Alto costo. Alto consumo de energía.	Costoso	No genera residuos contaminantes. Membranas de sustancias biológicas.	
Biorreactor secuencial lotes (SBR) ^g	Biodegradables	Proceso discontinuo operado con base en la tecnología de fangos activados en ciclos de llenado y vertido.	Bajo costo Alta eficiencia remoción. Área de terreno pequeña. Tiempo retención, días.	Alto consumo de energía. Manejo técnico.	Asequible	No generan residuos contaminantes.		

Continuación Tabla 5: Tipos de procesos para la eliminación de pesticidas

Proceso	Tipos		Aptitud	Fundamento teórico	Ventajas	Desventajas	Costo	Características Sustentabilidad
Biológicos	Con microorganismos	Biorremediación microbiana ^h	Biodegradables	Proceso biológico llevado a cabo por microorganismos (bacterias y hongos), como el hongo <i>Trametes versicolor</i> , capaces de transformar o bioacumular sustancias orgánicas e inorgánicas.	Bajo costo. Bajo consumo energía. Manejo sencillo. Tiempo retención: días. No usa químicos.	Baja eficiencia de remoción.	Asequible	Bajo consumo de energía. No usa sustancias químicas, más usa microorganismos para remediación.
	Con plantas	Fitorremediación ⁱ	Biodegradables y COP's	Proceso biológico llevado a cabo por comunidades de plantas acuáticas mediante procesos biológicos para transformar o bioacumular sustancias orgánicas e inorgánicas.	Alta eficiencia remoción. Bajo costo. Bajo consumo energía. No usa químicos. Usa plantas como agente de remediación.	Tiempo de retención en el orden de días.	Asequible	Bajo consumo de energía. No usa químicos. Usa plantas como agente de remediación.

Continuación Tabla 5. Tipos de procesos para la eliminación de pesticidas

Proceso	Tipos		Aptitud	Fundamento teórico	Ventajas	Desventajas	Costo	Características Sustentabilidad
Biológicos	Con plantas	Humedales artificiales ^j	Biodegradables y COP's	Sistemas ingenieriles que imitan la estructura de los humedales incorporando plantas, microorganismos y elementos inertes. Mediante funciones biológicas transforman y/o acumulan sustancias orgánicas e inorgánicas	Bajo costo. Alta eficiencia remoción. Bajo consumo energía. No usa químicos. Usa plantas y microorganismos como agentes de remediación.	Manejo técnico. Tiempo de retención en el orden de semanas.	Asequible	Bajo consumo de energía. No usa sustancias químicas. Usa plantas y microorganismos como agentes de remediación.
	Con biomasa	Bioadsorción ^k	COP's	Proceso semejante a la adsorción, pero usa como adsorbentes, biomasa de plantas no aprovechables y residuos agrícolas.	Alta eficiencia remoción. Bajo costo. Bajo consumo energía. Tiempo retención: horas.	Técnica de fabricación de biosorbentes y de operación, compleja.	Asequible	Bajo consumo de energía. Usa y revaloriza residuos orgánicos

Nota: ^a Sarria et al. (2020); ^b Fernández (2007); ^c García (2008); ^d C. García et al. (2011); ^e Galinha et al. (2018); ^f Zalakain & Manterola (2011); ^g Muñoz & Ramos (2014); ^h Das & Dash (2014); ⁱ Mustafa & Hayder (2021); ^j Pérez et al. (2022); ^k Filote et al., (2021); ^l Montalván et al. (2019); ^m O. García (2016); ⁿ Solés et al. (2017).

Las mejores eficiencias de remoción se obtienen combinando procesos. Por ejemplo, es conveniente aplicar los POA previo a los físicos-químicos y/o biológicos, y combinar los físico-químicos con biológicos (Oller, 2008; A. García, 2008).

3.10. Los tratamientos biológicos como alternativa sustentable a los físico-químicos

Los tratamientos biológicos por sí solos ofrecen eficiencias de remoción que se acercan a niveles de depuración totales, incluso en pesticidas de categoría moderada y alta respecto de persistencia y toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, mismos que son los agentes remediadores usados en este tipo de proceso que se pueden ver inhibidos en su actividad biológica (Ahmed et al., 2016; Benner et al., 2013). Por ello, los tratamientos biológicos podrían reemplazar a los tratamientos físico-químicos, además que los procesos biológicos tienen características de sustentabilidad y costos asequibles en comparación a los físico-químicos.

Algunas de las características más importantes de sustentabilidad de los tratamientos biológicos son (Benner et al., 2013):

- Revalorización de residuos agrícolas
- Uso de materia prima biológica viva como microorganismos
- Uso de materia prima natural o sin procesos industriales previos
- No generan subproductos químicos perjudiciales para el ambiente

3.11. Los pesticidas más usados

Según datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO), algunos de los pesticidas más usados tanto en Ecuador como en América y a nivel mundial son los presentados en la Tabla 6 así como su grado de toxicidad (Equipo de Seguridad Química y Unidad de Salud de la OMS, 2019; Instituto Regional de Estudios de Sustancias Tóxicas (IRET) de la Universidad Nacional de Costa Rica, 2023).

Tabla 6. Algunos de los pesticidas más usados en América y Ecuador

Tipo	Fórmula química	Ingrediente activo	Categorías de Toxicidad aguda en humanos
Herbicida	Ácido fosforoso	Glifosato ^a	U
	Triazinas	Atrazina ^{b, c}	III
	Ácidos fenoxiacéticos	2,4-D ^a	II
		MCPA ^a	II
	Bipiridilos	Paraquat ^a	II
Clorfenoxi	Mecoprop ^a	II	
Insecticida	Organoclorado	Endosulfán ^e	II
	Órganofosforados	Diazinón ^e	II
		Clorpirifós ^f	II
	Piretroide	Cipermetrina ^{a, b}	II
	Neonicotinoide	Acetamiprid ^f	II
	Carbamatos	Carbaril ^f	II
	Triazoles	Hexaconazol ^f	III
Fenilamidas	Metalaxil ^f	II	

Nota: ^a Agriculture & Environment Research Unit at the University of Hertfordshire (2023);

^b Ministerio de Agricultura de Chile (2022); ^c Mañas et al. (2009); ^e Equipo de Seguridad Química y Unidad de Salud de la OMS (2019); ^f Instituto Regional de Estudios de Sustancias Tóxicas (IRET) de la Universidad Nacional de Costa Rica (2023).

La importancia de las características detalladas en la Tabla 6, radica en los riesgos a la salud. Cabe mencionar que la característica de toxicidad aguda en humanos representa la dosis bajo la cual la mitad de los individuos de una población moriría al consumirla.

Como es posible ver en la Tabla 6, los pesticidas de categoría Ia y Ib no son muy usados pues se encuentran restringidos en varias localidades principalmente por los riesgos a la salud que implica su uso y por su persistencia en el ambiente (OMS, 2019).

Los pesticidas que actualmente están restringidos en varios países alrededor del mundo tienen denominación de alto peligro según la FAO/OMS, y comprenden los definidos por los siguientes criterios (Rainforest Alliance, 2022):

- Según OMS, categoría IA & IB que son altamente peligrosos y muy peligrosos, respectivamente.
- Sustancias químicas tóxicas para la salud y ambiente según Protocolo de Montreal.

- Sustancias químicas tóxicas para el ser humano y ambiente según Convenio de Rotterdam.
- Sustancias químicas definidas como COP's según el Convenio de Estocolmo.

4. METODOLOGÍA

Para el desarrollo del presente trabajo de revisión bibliográfica se aplicó un método sistemático, pues, la realización de un meta-análisis requiere de la estructuración de la información por características de la temática específica para que aparezca organizada y sea fiable. Se lleva a cabo mediante protocolos de procedimiento determinados (Sánchez & Botella, 2010). En este trabajo de revisión dichos criterios se muestran en la Tabla 7:

Tabla 7. Características de los estudios primarios valorados para la base de datos

Aspecto	Característica
Tratamiento	Tipo de proceso: físico-químico o biológico
	Tipo de tratamiento
Pesticida	Tipo según su composición química
	Nombre del principio activo
	Persistencia en agua con su categoría: nula, moderada, alta
	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos a las 48 h con su categoría: baja, moderada, alta

Fuente: Elaboración propia.

Para la realización de la revisión sistemática se siguió el procedimiento Framework SALSA adecuado para trabajos de revisión con un enfoque cuantitativo y/o cualitativo. Las fases del procedimiento SALSA son la búsqueda, evaluación, análisis y síntesis de la información, con base en una pregunta de investigación. Y para el desarrollo de cada fase también se aplicaron protocolos específicos, que se detallarán más adelante, para que la revisión sea estructurada y reproducible (Grant & Booth, 2009).

4.1. Pregunta de investigación

El modelo PICO para desarrollo de preguntas de investigación, toma en cuenta: el problema al cual se le buscará una posible solución, la intervención a realizarse y los resultados esperados (Pardal Refoyo & Pardal Pelaez, 2020).

La pregunta de investigación fue: ¿Cuáles son las causas y consecuencias de la contaminación ambiental por el uso de pesticidas, así como también las posibles soluciones de restauración de daños?, y ¿es factible reemplazar tratamientos físico-químicos por biológicos considerando que estos últimos tienen mejores características de sustentabilidad y costos asequibles?

Con estas preguntas se establecieron los objetivos y alcance del trabajo.

4.2. Síntesis del marco teórico

Analizando la información del marco teórico se extrajo lo esencial en un diagrama de árbol de problemas y uno de objetivos, para exponer las posibles soluciones a la problemática de la contaminación, siendo esto respuesta a la primera pregunta de investigación. De igual manera se construyó un diagrama de características de los tratamientos de eliminación de pesticidas del agua, mediante lo cual se estableció los criterios a valorar para la elección de casos de tratamientos para el meta-análisis.

4.3. Búsqueda de estudios primarios

Ecuaciones de búsqueda

La fase de búsqueda fue realizada mediante el Framework FDC (Facetar, Derivar y Combinar), el cual es un marco de trabajo diseñado para obtener ecuaciones de búsqueda adecuadas para bases de datos científicas. El FDC consiste en crear frases clave que describan el tema, utilizando las palabras clave del título y objetivos del trabajo de revisión, así como también el nombre de los métodos o técnicas específicas que se busca hayan empleado los estudios primarios, combinadas con conectores lógicos como: AND y OR, principalmente (Codina, 2018).

La ecuación principal usada fue:

(Pesticides OR biocides OR agrochemicals) AND (water AND (remediation OR purification) AND (treatments OR technologies))

A partir de esta, se derivaron varias ecuaciones más, reemplazando las palabras genéricas por específicas. Por ejemplo, para la búsqueda de tratamientos de adsorción para la atrazina, la ecuación fue la siguiente:

atrazine AND water AND (remediation OR purification) AND adsorption

La base de datos seleccionada fue SCOPUS por ser generalista y una de las más importantes y prestigiosas del mundo, además contiene información en su gran mayoría en inglés que es el idioma que se seleccionó para la información de casos de tratamientos (Codina, 2018).

Criterios de elegibilidad

Una vez ejecutada la búsqueda, los documentos fueron seleccionados mediante criterios de inclusión y/o de exclusión (Higgins & Green, 2008). A continuación, se presentan los criterios de inclusión determinados para este trabajo:

Tipo de publicación

Artículos científicos, libros y tesis

de post-grado.

Temporalidad

Codina (2018) recomienda que se tome en cuenta información de hasta 20 años atrás, por lo cual se recolectó información desde el año 1998 hasta 2023, pero preferentemente las de tiempo más reciente. Aunque también se tomó en cuenta información más antigua si era relevante y de calidad.

Características de los pesticidas

Se consideraron dos características de pesticidas que son la persistencia y toxicidad aguda en microorganismos acuáticos para derivar los tipos de pesticidas a considerar en el meta-análisis.

El criterio de persistencia como se expuso en el marco teórico tiene cuatro categorías que son: nula, moderada, persistente y permanente; pero en este trabajo se excluirá la cuarta categoría debido a que en varias localidades se encuentran restringidos por sus características de alta persistencia (Narváez et al., 2012). En cambio para el otro criterio se consideró tres categorías: baja, moderada y alta (Man et al., 2023).

Adicionalmente, se consideró como criterio de inclusión a los pesticidas más usados (Tabla 6), aunque por motivo de recolectar mayor cantidad de datos para que existan muestras significativas para cada tipo de tratamiento, se tomó en cuenta un bajo número de datos de otros pesticidas. Y como criterio de exclusión se consideró a los pesticidas restringidos según la Rainforest Alliance (2022).

Escala de los proyectos estudiados

Se consideró las investigaciones de escala laboratorio, y en menor proporción las piloto a pequeña escala, según convenga en función del tipo de tratamiento. Por ejemplo, la adsorción es apta para realizarse en laboratorio (Meseguer et al., 2022) mientras que los lodos activados requerirán ser realizados a pequeña escala (Feng et al., 2020).

Tipos de tratamiento según su antigüedad y eficiencia

Se tomó en cuenta los más innovadores y eficientes que actualmente se han investigado para pesticidas específicamente.

Técnicas de laboratorio

La mayoría de ellos fueron realizados con técnica de laboratorio batch, aunque también con técnica en continuo.

Unidades de medida

La unidad de eficiencia fue el porcentaje. Cabe mencionar que los estudios que presentaron sus resultados en unidades de concentración no se tomaron en cuenta para evitar errores de transformación de unidades como lo recomienda Arias et al. (2019) en su estudio meta-analítico.

Tipo de acceso a los artículos

Únicamente se tomó en cuenta los de acceso libre.

4.4. Evaluación de estudios primarios

Cada uno de los documentos encontrados mediante las ecuaciones de búsqueda y criterios de elegibilidad, fueron evaluados superficialmente revisando sus títulos y resúmenes (Codina, 2020).

Gestión de referencias bibliográficas

Los documentos seleccionados fueron compilados en el gestor de referencias bibliográficas Mendeley (Codina, 2020) .

4.5. Análisis cualitativo de estudios primarios

Construcción de la base de datos

Los documentos obtenidos en la fase de evaluación fueron analizados considerando todos los criterios de elegibilidad, al leer cada estudio a mayor detalle. De esto, los documentos escogidos fueron ingresados en una base de datos realizada en el software Excel 2016, la cual se presenta en el Anexo I con datos de:

Respecto del estudio:

- Cita bibliográfica
- Año de publicación
- Eficiencia obtenida

Respecto al pesticida tratado:

- Nombre del principio activo
- Persistencia (categórica)
- Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (categórica)

Respecto al tratamiento:

- Tipo de proceso
- Tipo de tratamiento

El número de datos de eficiencias ingresados en la base de datos fueron 101 en total provenientes de 63 artículos científicos. Y el criterio considerado para clasificar los datos fue el tipo de tratamiento.

Análisis cualitativo de la información

Información cualitativa sobre la cantidad de estudios primarios ingresados a la base de datos de este trabajo de revisión por su año de publicación, tipo de proceso, tipo de tratamiento y tipo de pesticida, se describió mediante gráficos de frecuencia, para detallar de forma sencilla e ilustrativa la cantidad de estudios primarios seleccionados según sus características cualitativas. Específicamente, se elaboró un gráfico de la temporalidad del estado del arte y gráficos de frecuencia en función de la clasificación de los procesos, de los tipos de tratamientos y de los pesticidas.

Este tipo de análisis en este trabajo tuvo como fin relacionar la temporalidad de las publicaciones con el incremento en el uso de pesticidas, y la tendencia que ha tenido la investigación sobre tratamientos de eliminación de pesticidas del agua para los tipos de procesos, de tratamientos y de pesticidas abordados en este estudio.

4.6. Meta-análisis

Justificación del meta-análisis

Mediante el marco teórico del presente trabajo fue posible determinar que la problemática de la contaminación ambiental por el uso de pesticidas puede tener diferentes soluciones que empiezan desde la prevención y van hasta la restauración. La restauración consta de medidas para remediar los daños ya causados a través de la remoción de los pesticidas con tratamientos específicos. En cambio, la prevención consta de medidas de regulación legislativa que eviten los daños mediante diferentes estrategias como el uso de pesticidas alternativos (Comisión Económica para América Latina (CEPAL), s/f). Este trabajo de revisión abordó únicamente las medidas de restauración a través de tratamientos de eliminación.

La importancia de los tratamientos de eliminación de los pesticidas en agua consiste en la necesidad de fuentes de agua aptas para consumo y aprovechamiento humano, pues, están escaseando debido a factores como la contaminación ambiental y el calentamiento global, fenómenos que es improbable que se detengan (González, 2019).

Análisis estadístico de datos

Determinación de variables estadísticas

Se establecieron dos variables, una dependiente que es cuantitativa y una independiente de dos niveles que es categórica. La dependiente es la eficiencia de remoción y la independiente

es el tratamiento según el tipo de proceso ya sea físico-químico o biológico. De aquí, los tratamientos físico-químicos fueron asumidos como la muestra de referencia y los biológicos como la muestra experimental para determinar si es factible reemplazar los físico-químicos por biológicos para cada tipo de pesticida en función de su eficiencia, pero también de sus características de sustentabilidad y costos categóricos (asequibles o altos).

A estas variables se les va a relacionar para determinar la factibilidad del reemplazo mencionado.

Determinación de grupos de datos por tipo de pesticidas

El análisis estadístico tanto de varianza de medias, como de tamaño de efecto y el descriptivo, además del análisis de resultados mediante potencia estadística, fueron realizados para cada tipo de pesticida clasificados según dos criterios o características de pesticidas: la persistencia en agua y la toxicidad aguda en microorganismos acuáticos. Del primer criterio se definieron tres categorías: nula, moderada y alta, según la OMS (2019). Y, del segundo criterio se definieron igual tres categorías: baja, moderada y alta, según la Unidad de Agricultura e Investigación Ambiental de la Universidad de Hertfordshire (2023). Es decir, en total se consideraron seis tipos de pesticidas.

La razón por la cual se consideró estas dos características de pesticidas para derivar la clasificación de los mismos es que cada característica determina el tipo de tratamiento a escoger, pues a mayor categoría que tenga el pesticida mayor es el requerimiento de aplicación de tratamientos físico-químicos, pues una mayor persistencia implica recalcitrancia (Narváez et al., 2012), y una mayor toxicidad inhibición de actividad microbiana en tratamientos biológicos (Man et al., 2023).

Descripción del proceso estadístico

El primer tipo de análisis estadístico aplicado fue un análisis de diferencia de medias (ADM) de grupos independientes (muestras con características distintas), el cual es una prueba de hipótesis utilizada con la finalidad de contrastar diferencias estadísticamente significativas de la media entre dos muestras. Como complemento a esta prueba se realizó el cálculo del tamaño de efecto (TE), que es la magnitud de la significancia obtenida con el ADM (Molina et al., 2020). Adicionalmente, se realizó un análisis de validez de resultados mediante el cálculo de la potencia estadística (PE) para determinar si las pruebas de hipótesis mencionadas incurrieron en un exceso de errores, específicamente en falsos negativos que se refieren a la probabilidad de haberse afirmado que la varianza de medias fue significativa cuando en la realidad no lo fue.

El segundo tipo de análisis realizado fue un descriptivo para las eficiencias de remoción obtenidas por cada tipo de tratamiento aplicados a cada tipo de pesticida, para así categorizar

cada tipo de tratamiento por orden de eficiencias y determinar cuál es el más eficiente, sustentable y asequible tanto para cada tipo de pesticida como para el global de los pesticidas.

A continuación, en la Figura 2 se presentan los pasos para realizar estos dos tipos de análisis estadístico, en donde se menciona primero la prueba estadística aplicada, luego la finalidad de la misma y después el software utilizado (Nayak & Hazra, 2011):

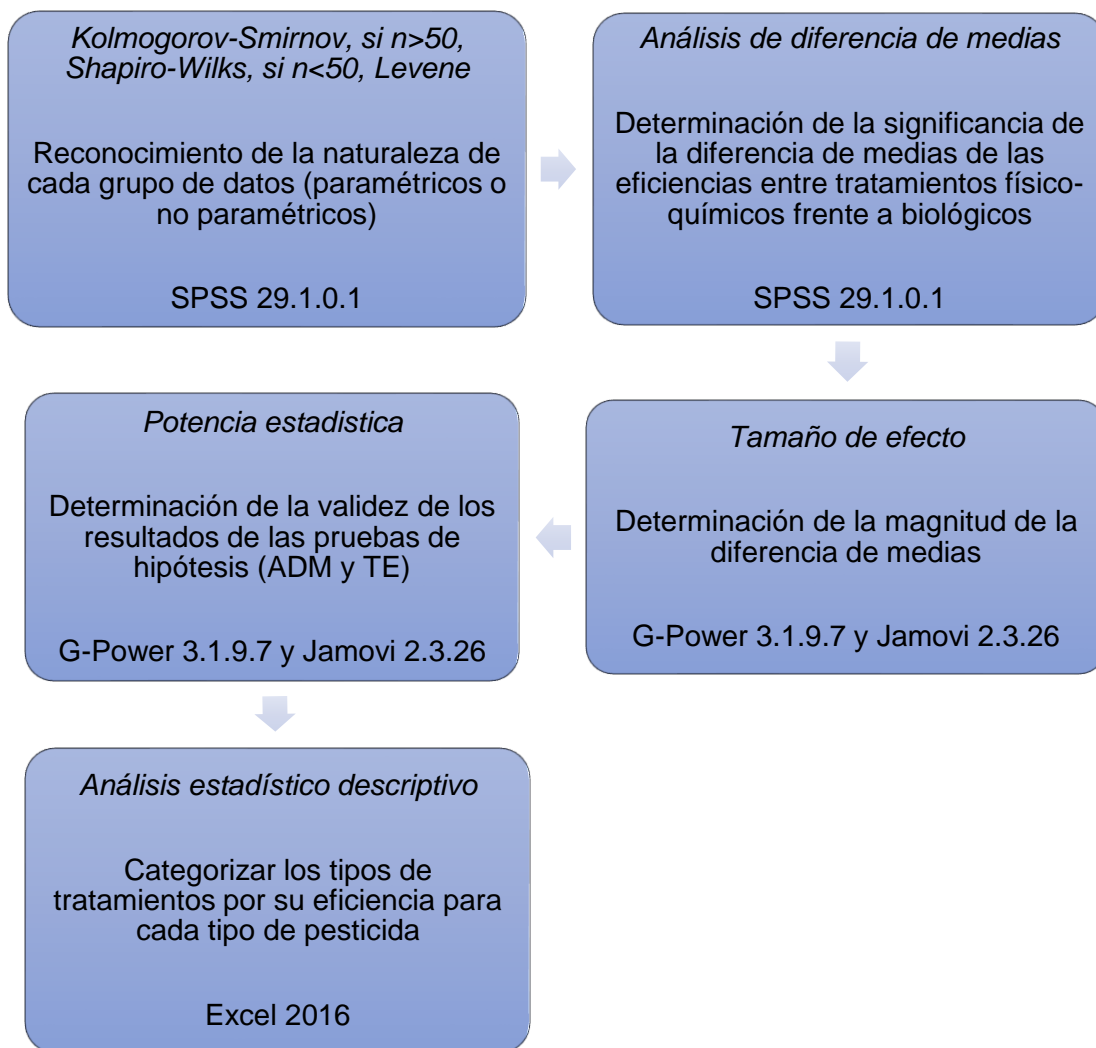


Figura 2. Proceso estadístico

Fuente: Elaboración propia

Los detalles de cada análisis estadístico se presentan en los apartados a continuación.

Es importante mencionar que para cada prueba estadística realizada se trabajó con un nivel de confianza de 95% ($\alpha=0,05$).

Pruebas paramétricas y no paramétricas

Para conocer el tipo de análisis estadístico (paramétrico o no paramétrico) apto para cada grupo de pesticidas se les sometió a pruebas de hipótesis de cumplimiento de condiciones. Tales pruebas fueron: Kolmogorov-Smirnov (si $n > 50$) y/o Shapiro-Wilks ($n < 50$) para determinar distribución normal, y Levene para determinar igualdad de varianza (Nayak & Hazra, 2011).

En el caso de los datos según la persistencia, los pesticidas no persistentes y moderadamente persistentes resultaron ser no paramétricos, pues las pruebas de normalidad fueron negativas ($p < 0.05$), y basta que una de las condiciones no se cumpla para que sea confirmada naturaleza no paramétrica. En cambio, los pesticidas persistentes sí pasaron todas las pruebas ($p > 0.05$), es decir son paramétricos.

Por otro lado, en el caso de los datos según toxicidad, la naturaleza para los tres tipos de pesticidas fue no paramétrica ($p < 0.05$).

Un ejemplo de cálculo realizado en SPSS 29.1.0.1 se presenta en captura de pantalla en el Anexo II. El ejemplo es del grupo de pesticidas de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos. A este mismo grupo se le tomó como ejemplo para cada cálculo de todas las pruebas siguientes realizadas.

Análisis de diferencia de medias (ADM)

Esta prueba de hipótesis es de carácter categórico y elemental para determinar por sí sola la significancia real de una hipótesis en una población debido a que está bajo efecto del tamaño muestral y a errores de tipo I y II. El tamaño muestral representa una limitación debido a que si no es representativo, el resultado de la prueba no va a ser fiable. El error de tipo I que es igual al nivel de significancia α , es la probabilidad de que el investigador rechace la hipótesis nula que en realidad era verdadera. Y el error de tipo II (β) representa la probabilidad de que se acepte la hipótesis nula cuando en realidad era falsa (Abdul, 2023).

Las limitaciones mencionadas generan un fenómeno conocido como falta de sensibilidad de la prueba de significancia (Ioannidis, 2008), por lo que debe ser complementada con el cálculo de la magnitud de la significación de la diferencia de medias que es el llamado tamaño de efecto, mismo que se detallará en el siguiente apartado (Nayak & Hazra, 2011).

En función de la naturaleza de los datos a analizar, se puede trabajar con dos tipos de pruebas: Student o Mann-Whitney, de donde la primera es propia para datos paramétricos, y la segunda para no paramétricos (Molina et al., 2020). Por ello, en este trabajo solo el grupo de pesticidas de persistencia alta fue tratado con la prueba de Student y los demás con la de Mann-Whitney.

Para realizar pruebas de hipótesis de este tipo en principio se debe fijar la hipótesis nula (H_0) y la alterna (H_1) para demostrar la existencia de evidencia suficiente para aceptar una u otra, en este caso con un nivel de significancia $\alpha=0,05$. En detalle la hipótesis nula es aquella que se pondrá a prueba, es decir el punto de partida de la investigación. Generalmente, en su interpretación se usa la frase “no hay diferencia. En términos estadísticos, H_0 es la diferencia entre la media referencial (μ_1) y la experimental (μ_2), lo que es igual a cero. Y H_1 es el rechazo de H_0 , es decir:

$$H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$$

$$H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$$

La evidencia para determinar la hipótesis verdadera viene dada por el valor calculado de la significancia asintótica bilateral (p-valor), en donde pueden haber dos opciones (Johnson & Kuby, 2012):

- Si p-valor obtenida es mayor al nivel de significancia $\alpha=0,05$ (**$p>0,05$**), entonces existe evidencia suficiente para **aceptar la hipótesis nula**.
- Si p-valor obtenido es menor a $\alpha=0,05$ (**$p<0,05$**), entonces no existe la evidencia suficiente para aceptar la hipótesis nula por lo que se **acepta la alterna**.

En este trabajo las hipótesis son las siguientes:

H_0 : la diferencia de las medias de la eficiencia de remoción de tratamientos físico-químicos frente a biológicos no es significativa.

H_1 : la diferencia de las medias de la eficiencia de remoción de tratamientos físico-químicos frente a biológicos es significativa.

En este trabajo de revisión, puesto que es conocido que los tratamientos físico-químicos se caracterizan por tener eficiencias de remoción superiores a las de los biológicos (Benner et al., 2013), y considerando además que, este tipo de prueba desconoce si las medias son mayores o menores que. Entonces se va a asumir que las medias de las eficiencias de los biológicos son menores a las de los físico-químicos pero no mayores, es decir que solo se buscará conocer si el reemplazo de los físico-químicos por biológicos implica la disminución significativa de la media de la eficiencia. Por esto, las hipótesis quedarían establecidas así:

H_0 : el reemplazo de tratamientos físico-químicos por biológicos no influye significativamente en la disminución de las medias de la eficiencia de remoción (μ_1)

H_1 : el reemplazo de tratamientos físico-químicos por biológicos influye significativamente en la disminución de las medias de la eficiencia de remoción (μ_2).

De donde:

μ_1 : media de la eficiencia de remoción de tratamientos fisicoquímicos

μ_2 : media de la eficiencia de remoción de tratamientos biológicos

En términos de este trabajo de revisión lo que se espera es que el reemplazo de tratamientos físico-químicos por biológicos no influya significativamente en la disminución de las medias de la eficiencia de remoción, es decir aceptar la hipótesis nula, con lo que hay evidencia suficiente para afirmar que el reemplazo es factible.

Respecto del supuesto de que la media de las eficiencias de los tratamientos biológicos es menor a la de los físico-químicos, se comprobó al realizar el análisis estadístico descriptivo, que se puede evidenciar en el Anexo XI.

Cálculo de tamaño de efecto (TE)

Estima el grado en que una hipótesis nula es falsa o rechazada. Su finalidad es medir la significancia de la varianza de medias sin efecto del tamaño muestral ni de los errores de tipo II, mediante un índice estadístico adecuado para casos específicos. Dicho índice para este trabajo de revisión fue tanto el g de Hedges como el d de Cohen. El g es adecuado para estudios con diseños cuantitativos de una variable con dos grupos independientes de datos no paramétricos, en cambio, el d es apropiado para datos paramétricos (Fritz et al., 2012).

Mediante el tamaño de efecto es posible subsanar las limitaciones del análisis de diferencia de medias, por eso esta medida es solicitada para publicaciones por el manual "Statistical methods in Psychology journals: Guidelines and explanations" de la American Psychological Association (APA) desde el año 2012 (Fritz et al., 2012).

La finalidad del cálculo del tamaño de efecto para este trabajo de revisión fue determinar la magnitud de la disminución de las medias de la eficiencia al reemplazar tratamientos fisicoquímicos por biológicos. Además, se buscó que la respuesta generada sea más fiable al excluir el efecto del tamaño muestral que para este trabajo fue pequeño ($n < 30$) para todos los grupos excepto para los de categoría moderada. Y, como se mencionó en el apartado anterior, también se busca la exclusión de los errores de tipo I y II.

Ahora, la interpretación de los índices según la guía orientativa de Cohen (1988) se muestra en la Tabla 8:

Tabla 8. Interpretación de las puntuaciones del tamaño de efecto

Rango de índice	Interpretación
<0.21	Nulo
0.21- 0.49	Pequeño
0.50-0.79	Moderado
>0.79	Grande

Fuente: Cohen (1988)

Para los cálculos se utilizó el software G-Power 3.1.9.7 pues entre varios, este realiza análisis para datos no paramétricos, mientras que los otros no. En cambio, Jamovi 2.3.26 fue usado para obtener los gráficos, pues brinda una explicación de estos. De igual manera se usó estos para la potencia estadística.

Para los grupos de datos no paramétricos se añadieron los siguientes estadígrafos: número de muestra, mediana, rango, valores de significancia asintótica bilateral (p valor) y el índice g de Hedges. Y, para el grupo de datos paramétrico se reportó la media y desviación estándar en lugar de la mediana y el rango, pues esos son los apropiados para su naturaleza, y por supuesto se reportaron también los demás estadígrafos.

Adicionalmente, después del reporte de resultados, se realizó un análisis comparativo de los resultados obtenidos en este trabajo frente a otros estudios de características similares en los cuales también se reportó un resultado de eficiencia para casos específicos. Por ejemplo, se tomó un estudio primario de remoción de un tipo de pesticida de categoría específica tratado mediante tanto un tipo de tecnología físico-química como también de una biológica, de donde estas dos fueron comparables, es decir que tengan una característica que les relacione. En el caso del análisis para pesticidas según su persistencia se consideró a la adsorción y bioadsorción pues los dos son un mismo proceso, pero operados por distintos tipos de adsorbentes. Se consideraron tres pesticidas uno por cada categoría de persistencia; estos fueron el MCPA que es de categoría nula, atrazina de moderada y diurón de alta. En cambio, para pesticidas según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, se consideró al foto-electro fenton y a la biorremediación, pues los dos fueron los que tuvieron las eficiencias de remoción más altas, cada uno en su tipo de proceso e independientemente del tipo de pesticida que trataron. Como pesticida se consideró al 2,4-D que es de categoría baja, atrazina de moderada y clorpirifós de alta.

Potencia estadística (PE)

Se define como el grado de probabilidad de rechazar una hipótesis nula cuando en la realidad debía ser aceptada. En otras palabras, da cuenta de la probabilidad de no cometer errores de tipo II (falsos negativos), lo que le constituye un índice de la validez de los resultados del análisis de diferencia de medias. También se le puede describir como el complemento de la probabilidad del error de tipo II, que sería igual a $1-\beta$ (Valentine et al., 2010).

Por convención debe tener como mínimo un valor de 80% ($1-\beta=0,8$) o dicho en términos semejantes hasta un 20% de probabilidad de asumir H_0 como verdadera cuando en realidad es falsa. Con ello es posible afirmar que los errores han sido por defecto. En cambio, un valor menor al 80% significa alto riesgo de incurrir en errores tipo II, es decir que los errores son por exceso (Valentine et al., 2010).

Esta prueba actualmente está siendo realizada por ética, pues a través de ella se determina si los errores en los que se ha incurrido son por defecto o por exceso (Valentine et al., 2010).

Para evitar o disminuir la probabilidad de incurrir en estos errores se puede recurrir a estrategias como, ampliar la muestra o aumentar el nivel de confianza α , pero esta última implica el aumento en la probabilidad de incurrir en errores tipo I. Otra estrategia puede ser la disminución de la variabilidad de los datos, pero generalmente este parámetro no está bajo control del investigador (Valentine et al., 2010).

Se calcula con el uso de parámetros de tamaño de muestra (n), nivel de error (α) y tamaño de efecto. Particularmente, la relación directa que guarda la potencia estadística con el tamaño muestral se ilustra mediante una curva de potencia, en la cual también es posible estimar el n requerido para alcanzar una la PE mínima o mayor. A continuación, se presenta un ejemplo de curva de potencia ideal (Figura 3), es decir con tamaño de muestra grande ($n=30$) en las dos muestras y con tamaño de efecto de 0,8 que es magnitud grande.

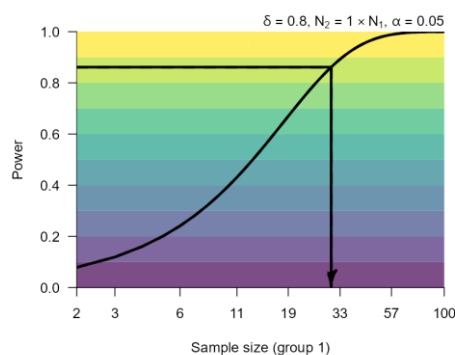


Figura 3. Curva de potencia ideal en función del tamaño de muestra

Fuente: Elaborado en Jamovi 2.3.26

Las curvas de potencia en función del tamaño de muestra para cada tipo de pesticida fueron presentadas en los resultados, con el fin de ilustrar el requerimiento de mayores tamaños muestrales para obtener resultados estadísticos fiables.

Sesgos de investigación

Tienen origen en el incumplimiento de un principio del meta-análisis de incluir todos los estudios primarios existentes sobre una temática en el estudio secundario, pero en la realidad no puede ser así al 100%. Los principales tipos de sesgos que pueden ocurrir son los siguientes (Ioannidis, 2008):

- **De publicación:** cuando los resultados obtenidos en un estudio son desfavorables para la hipótesis planteada, pueden ser no publicados.
- **De selección:** los criterios de elegibilidad planteados en cada estudio meta-analítico, significan la exclusión indistinta de estudios primarios.
- **De búsqueda:** los estudios incluyen palabras clave las cuales tienen sinónimos, por lo cual, en la búsqueda se perderán aquellos con palabras claves que tengan sinónimos que no se incluyeron en la búsqueda.
- **De idioma:** cuando la búsqueda se limita a un idioma se pierden aquellos estudios que se encuentran en otros idiomas.
- **De acceso:** cuando el investigador no posee los recursos para acceder a estudios primarios de paga, por lo que podrá captar únicamente estudios de acceso libre.

Una baja potencia estadística guarda relación con los sesgos de investigación, pues la pérdida de información implica que los tamaños de muestra tiendan a ser pequeños.

Al conocer el concepto de sesgos y la relación que guardan con la potencia estadística, las inconsistencias detectadas en los resultados del tamaño de efecto de este trabajo se les pueden atribuir a estos sesgos.

Para evitar sesgos es recomendable realizar las siguientes acciones (Botella & Zamora, 2017):

- Realizar un trabajo transparente y riguroso desde la primera etapa de la revisión hasta el final.
- Usar ecuaciones de búsqueda con las cuales es posible incluir todos los sinónimos posibles de una sola palabra o frase. Y, establecer ecuaciones que usen especificaciones del tema. Por ejemplo, en este trabajo se usaron varias ecuaciones además de la principal, en las cuales se buscó tratamientos específicos para pesticidas puntuales.

Se debe tomar en consideración que los sesgos pueden ser evitados hasta cierto punto en función de las limitaciones del investigador, pues los recursos como el tiempo para realizar una búsqueda de un tamaño de muestra de estudios primarios grande, o el dinero para adquirir estudios de paga, son limitados y en ciertos casos no podrán ser evitados. Pero, la finalidad de conocerlos es determinar su influencia sobre el estudio secundario y tenerles en cuenta a la hora de interpretar los resultados (Ioannidis, 2008).

Análisis estadístico descriptivo de grupos de pesticidas

Este tipo de análisis pretende ordenar y sintetizar información de una muestra cuantitativa para describir sus características estadísticas representativas mediante estadígrafos que son: media, desviación estándar, mediana, rango y valores mínimos y máximos (Mishra et al., 2019). En este trabajo los estadígrafos considerados fueron: el número de muestra, media y desviación estándar, pues con ellos es posible describir un valor representativo de la muestra y la varianza existente entre los datos primarios.

En este trabajo los estadígrafos fueron calculados para cada tipo de pesticida y también para el global, con cada tipo de tratamiento. Los resultados fueron ordenados de forma descendente según la media, diferenciados por tipo de proceso, para determinar los tratamientos más eficientes para cada tipo de pesticida y de manera global. Después, los tratamientos biológicos con las eficiencias más altas para pesticidas de categoría moderada y alta y para el global fueron considerados para analizar sus características de sustentabilidad y costos categóricos, y así determinar el más factible en su grupo.

Los tratamientos biológicos factibles pueden ser de potencial aplicación en el país por sus altas eficiencias de remoción, características de sustentabilidad y costos asequibles.

Es importante mencionar que no para todos los tipos de pesticidas se reportó resultado de cada uno de los tipos de tratamientos, pues de algunos se encontró sólo un estudio, en cuyo caso desviación típica se reportó como no válida (NV).

El reporte de resultados fue presentado en diagramas de frecuencia y de caja y bigotes.

5. RESULTADOS

5.1. Análisis del marco teórico

Mediante diagramas de árbol de problemas y de objetivos se identificó a los tratamientos de eliminación de pesticidas como medida de remediación de daños ambientales por el uso de pesticidas. Así, en el diagrama de árbol de problemas (Figura 3) se extrajo las consecuencias en el ambiente y a la salud pública del uso de pesticidas, atribuyéndoseles las causas más nombradas en bibliografía. A partir de este árbol, se derivó el árbol de objetivos presentado en la Figura 4, en el cual se concluyó que los tratamientos de eliminación de pesticidas son una de las medidas más importantes de restauración de daños por el uso de pesticidas.

Utilizando estos diagramas se logró el objetivo específico de realizar un meta-análisis de eficiencias de tratamientos con el fin de que el producto final sea información científica sintetizada de la base de datos SCOPUS sobre esta temática investigada actualmente.

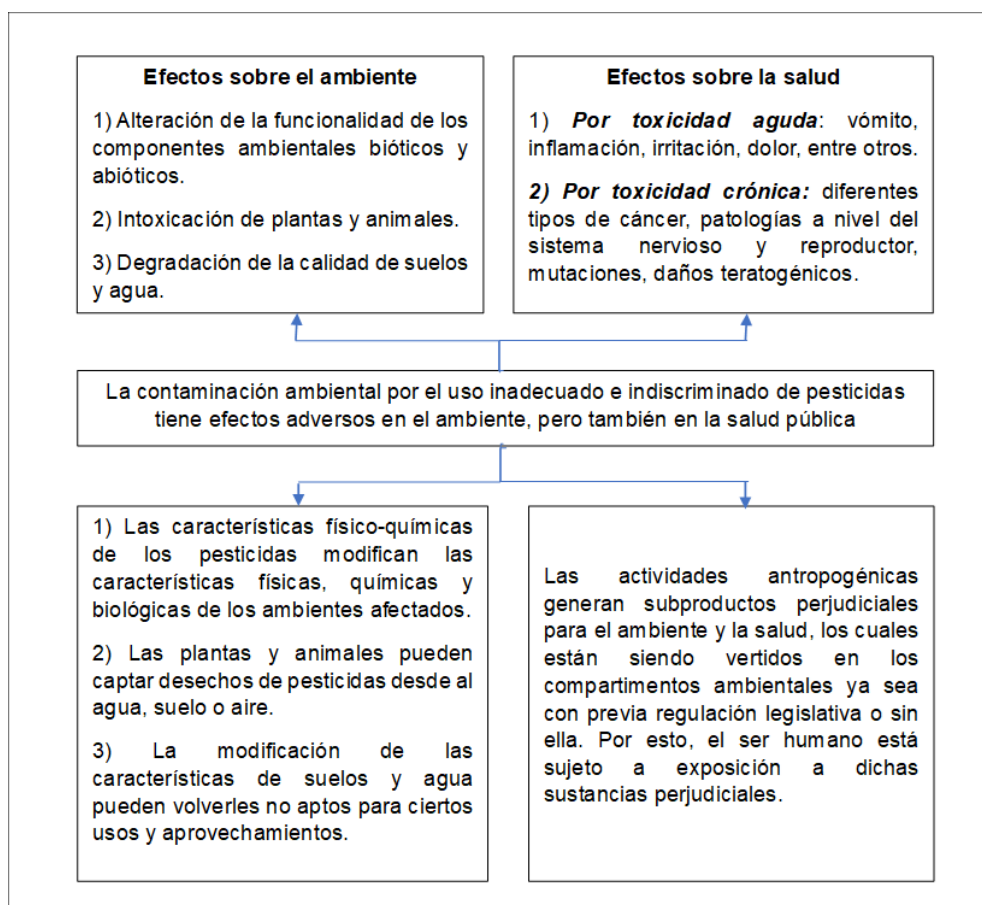


Figura 4. Diagrama de árbol de problemas sobre la contaminación ambiental por el uso de pesticidas

Fuente: Elaboración propia

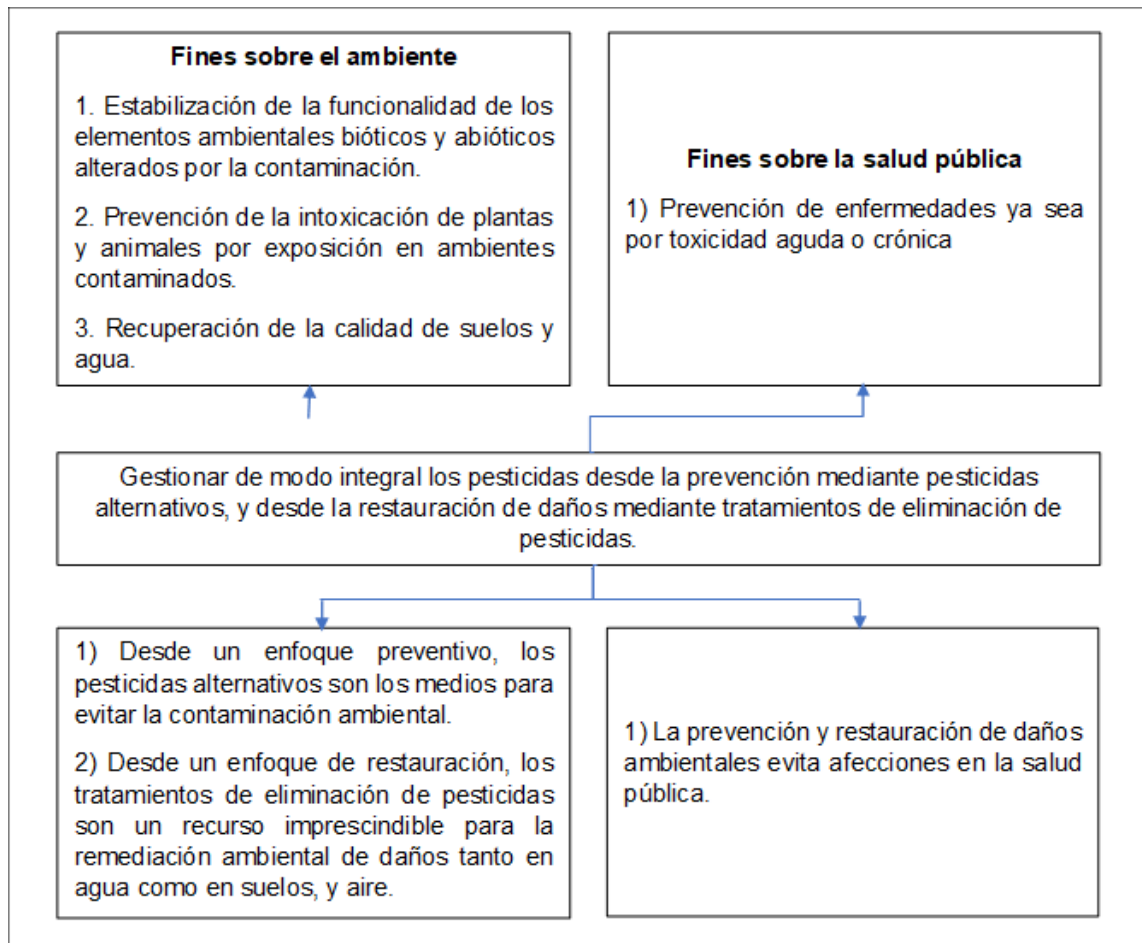


Figura 5. Diagrama de árbol de objetivos sobre la contaminación ambiental por el uso de pesticidas

Fuente: Elaboración propia

Una vez determinado el tema central del meta-análisis, que son los tratamientos de eliminación de pesticidas de tipo físico-químicos frente a biológicos, se definió las características que se ingresaron en la base de datos de los casos de tratamientos. En la Tabla 9 se describe la importancia de dichas características para este trabajo:

Tabla 9. Características consideradas para la selección de casos de tratamiento

Criterio	Descripción	Importancia
Tipo de proceso	Físico-químicos o biológicos	Cada uno de los dos posee características de sustentabilidad y costos nominales bien diferenciadas. Mediante ello se busca darle preferencia a un tipo de tratamiento antes que al otro, es decir determinar la factibilidad de reemplazar uno por el otro.
Eficiencia de remoción	Capacidad teórica de un sistema de remoción para evacuar determinada cantidad de sustancia objetivo.	Permite conocer un estimado de la cantidad de contaminante que un determinado proceso sería capaz de remover teóricamente.
Sustentabilidad de tratamientos	Cualidad de un sistema antropogénico de que cuando es ejecutado sea capaz de preservar y conservar los recursos naturales de la generación presente y también de la futura.	Ciertos tratamientos además de remover los pesticidas generan subproductos contaminantes por lo que los tratamientos sustentables tienen esta ventaja sobre los primeros.
Costo categorico	Costoso o asequible	El factor económico es el más importante al momento de elegir un tratamiento para su adquisición.
Persistencia de pesticida	Determinado por la vida media del pesticida en el ambiente.	En función de su persistencia cada pesticida requerirá de un tipo de tratamiento con mayor o menor capacidad de tratar compuestos recalcitrantes.
Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos	Determinado por la concentración del pesticida que es capaz de generar un efecto biológico sobre microorganismos acuáticos, específicamente sobre <i>Daphnia magna</i> .	Debido a la toxicidad de ciertos pesticidas sobre microorganismos acuáticos mismos que son los agentes remediadores en diferentes tratamientos biológicos, entonces la eficiencia de dichos tratamientos se va a ver disminuida por la inhibición de la actividad microbiana, por lo cual en esos casos será necesario la aplicación de tratamientos físico-químicos.

Fuente: Elaboración propia

5.2. Análisis cualitativo de la información

Temporalidad del estado del arte

Los estudios primarios seleccionados fueron en total 101 publicados durante el periodo de 1998-2023, como se observa en la Figura 5.

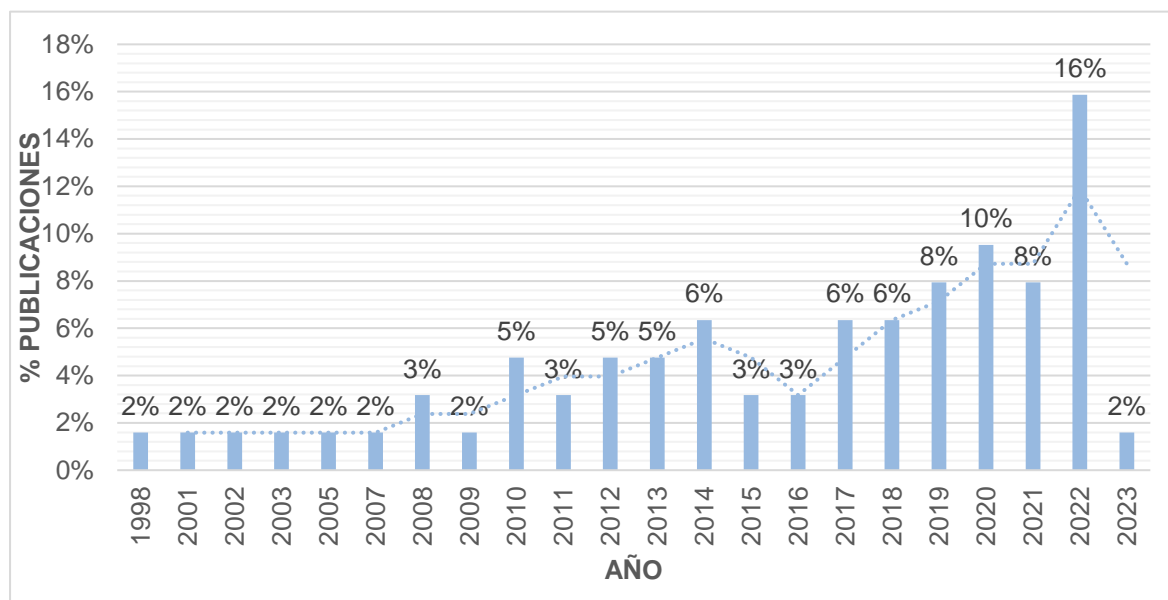


Figura 6. Temporalidad de estudios revisados sobre tratamientos de eliminación de pesticidas en agua desde 1998 al 2023 (n=101).

Fuente: Elaboración propia Excel 2016

Como se observa en la Figura 5, las investigaciones sobre tratamientos de eliminación de pesticidas del agua han ido aumentando en el transcurso de los años con descensos en ciertos años y llegando a un máximo número de publicaciones en 2022 que corresponden al 16% del total en el periodo 1998-2023.

El aumento gradual de investigaciones publicadas da a entender que la necesidad de tratamientos de depuración de aguas contaminadas con pesticidas crece con el tiempo, lo cual es razonable pues factores como el crecimiento poblacional principalmente, y también el avance de la ciencia y tecnología que conllevan el incremento de la esperanza de vida, implican aumento en la demanda de alimentos y por consecuencia en el uso de pesticidas (Díaz & Betancourt, 2018).

Tipos de procesos: Físico-químicos y biológicos

Como se observa en la Figura 6, la cantidad de publicaciones fue similar para tratamientos físico-químicos que para biológicos. Este hallazgo da una idea de que en el periodo 1998-

2023 tanto procesos físico-químicos como biológicos están siendo investigados por la importancia que cada uno tiene en los procesos de depuración de aguas contaminadas con pesticidas, pues sus cualidades distintas se complementan para que puestas a trabajar en conjunto permitan procesos óptimos de remoción.

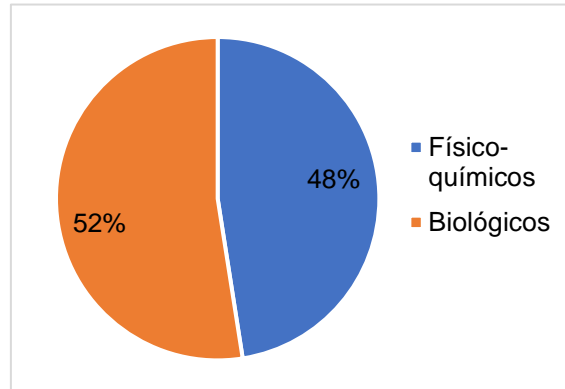


Figura 7. Estudios primarios revisados publicados en el periodo 1998-2023 considerando el tipo de proceso (n=101)

Fuente: Elaboración propia Excel 2016

La cantidad de estudios primarios publicados en el periodo 1998-2023 seleccionados para esta revisión considerando el tipo de proceso y los tipos de tratamiento derivados de cada proceso se presentan en la Figura 7.

En el caso del proceso biológico se diferenció también por el tipo de agente remediador usado (microorganismos, plantas y biomasa) debido a la importancia que para este estudio de revisión tienen dichos agentes. Esto es puesto a que los dos tipos de análisis estadísticos que se realizaron consideraron a los pesticidas clasificados según su persistencia y también según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, y para este último se tomó en cuenta solo los tratamientos que no usaron microorganismos como agentes de remediación, pues la eficiencia de los tratamientos está en función de la actividad microbiana de dichos agentes.

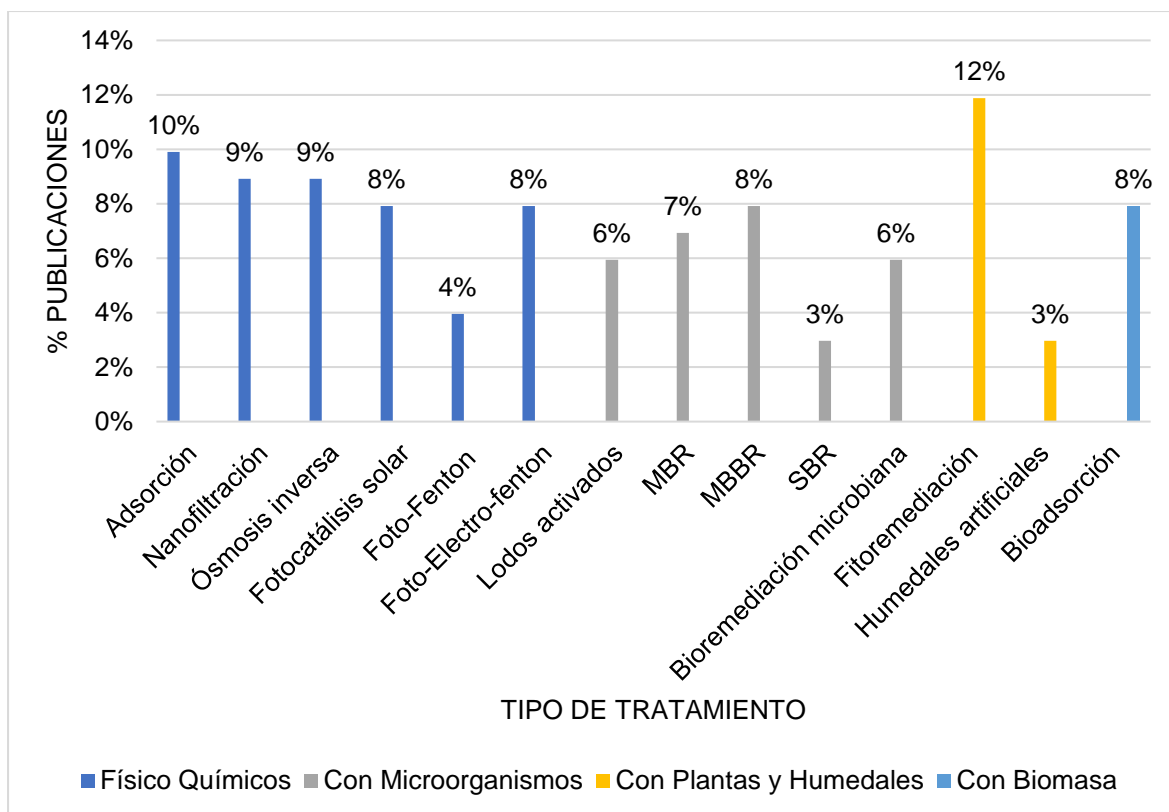


Figura 8. Porcentaje de publicaciones por tipo de tratamiento en el periodo 1998-2023 (n=101)

Fuente: Elaboración propia Excel 2016

Como se observa en la Figura 7, el tipo de tratamiento que mayor número de publicaciones tuvo fue la fitorremediación seguido de la adsorción y nanofiltración/ósmosis inversa, es decir estos han sido los más investigados en el periodo 1998-2023. En cambio, los menos investigados resultaron ser los biorreactores secuenciales por lotes (SBR) y los humedales artificiales. Este hallazgo da una idea de la tendencia que ha estado existiendo por la investigación de tratamientos biológicos, pero también de físico-químicos relativamente nuevos como la adsorción, que es un tratamiento que en el mercado tiene pocos años en comparación a los convencionales, como lo afirma Grosó (1997) en su libro “El carbón activado granular en el tratamiento del agua” (pp. 49). Otra razón por la cual la adsorción está teniendo mayor tendencia de investigación puede ser porque demuestra eficiencias de remoción altas que oscilan alrededor del 90% (Ver Anexo XI). Por otro lado, el hallazgo de los tratamientos con menos publicaciones va de la mano con las eficiencias de remoción que están entre las más bajas, por lo que estos tratamientos no son tan usados (Ver Anexo XI).

Tipos de pesticidas según su persistencia y toxicidad aguda en microorganismos acuáticos

La cantidad de estudios primarios publicados en el periodo 1998-2023 seleccionados para esta revisión considerando los tipos de pesticidas según su persistencia y según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos se presentan en las Figuras 8 y 9, respectivamente.

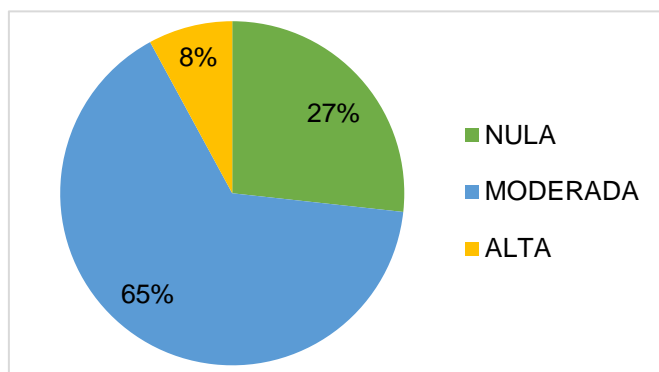


Figura 9 . Porcentaje de publicaciones por tipo de pesticida según su persistencia en el periodo 1998-2023 (n=101)

Fuente: *Elaboración propia Excel 2016*

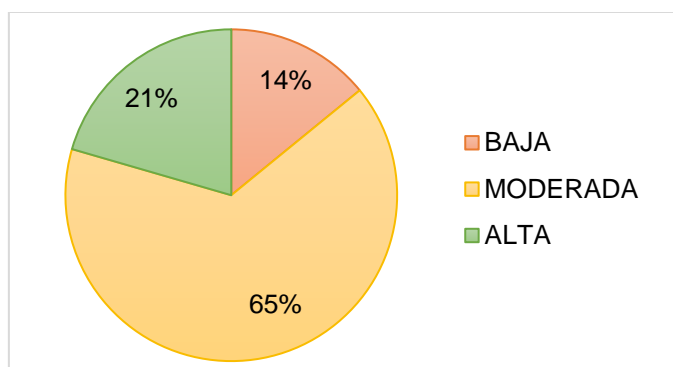


Figura 10. Porcentaje de publicaciones en el periodo 1998-2023 por tipo de pesticida según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (n=78)

Fuente: *Elaboración propia Excel 2016*

Como se observa en las Figuras 8 y 9, los pesticidas a los que se les ha dedicado mayor investigación son los de categoría moderada, lo que es razonable pues estos son los más usados también (Díaz & Betancourt, 2018) pues los efectos tanto de las características de persistencia como de toxicidad aguda en microorganismos acuáticos van a ser de menor impacto que los de categoría alta. En el caso de los persistentes de categoría alta, su uso conlleva riesgo para el ambiente, pues pueden permanecer actuando allí por periodos de tiempo de hasta 20 años (Ver Tabla 4). Y los de toxicidad aguda en microorganismos implican disminución en la eficiencia de remoción porque estos inhiben la actividad microbiana de los agentes remediadores (Leyva et al., 2014).

Por otro lado, los de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, como implican baja toxicidad para los agentes remediadores así también lo es para los organismos diana, por lo que la eficiencia del pesticida tiende a disminuir.

En cambio, los de persistencia nula se degradan de manera natural rápidamente, en un periodo de hasta 12 semanas (Ver Tabla 4), por lo que su uso implica un tiempo de acción corto sobre los organismos diana, lo que a su vez significa disminución en la eficiencia de remoción (Del Puerto et al., 2014).

5.3. Meta-análisis

Análisis de diferencia de medias

El reemplazo de tratamientos físico-químicos por biológicos en la eliminación de pesticidas según su persistencia en cada una de sus tres categorías resultó no tener disminución estadísticamente significativa ($p > 0.05$). En cambio, según la toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, la disminución de medias resultó ser no significativa ($p > 0.05$) para las categorías baja y alta, pero para la moderada la disminución de medias sí fue significativa ($p < 0.05$). Los estadígrafos de medición concernientes se presentan en la Tabla 10, y un ejemplo de los cálculos realizados en SPSS 29.0.1.0 se presenta en el Anexo III.

Estos resultados no fueron los esperados, pero es válido estadísticamente debido a la baja sensibilidad que posee esta prueba de hipótesis como ya se explicó en la metodología. Ahora, para que obtener un resultado fiable de la varianza de medias se calculó el tamaño de efecto.

Cuantificación del tamaño del efecto

Los tamaños de efecto del tipo de tratamiento sobre la eficiencia de remoción en cada tipo de pesticida no fueron acordes con los resultados de las pruebas de varianza de medias. Este hecho es válido, como ya se mencionó.

Las puntuaciones del tamaño de efecto sobre datos no paramétricos, además de las del análisis de diferencia de medias se presentan en la Tabla 10.

Tabla 10. Estadígrafos del análisis de diferencia de medias de las eficiencias de remoción de pesticidas mediante tratamientos físico-químicos frente a biológicos, y su tamaño de efecto (grupos no paramétricos)

Tipo de pesticida		Tratamientos físico-químicos		Tratamientos Biológicos		p (Sig. asintótica bilateral)	g de Hedges	Tamaño de efecto
		n	Mediana (Rango)	n	Mediana (Rango)			
Según persistencia	Nula	15	86,40 (50,10)	12	85,50 (52)	,66	0,18	Nulo
	Moderada	27	96,00 (36,6)	41	90,40 (67,9)	,12	0,44	Pequeño
Según toxicidad aguada en microorganismos acuáticos	Baja	4	67,10 (48)	9	93,00 (52)	,66	0,76	Mediano
	Moderada	34	96,00 (29,90)	18	85,45 (37,20)	,02	0,64	Mediano
	Alta	10	85,70 (42,5)	6	84,00 (43)	,79	0,23	Pequeño

Nota: Rango: es la diferencia entre el valor máximo y el mínimo de una muestra. **Elaboración propia** mediante el uso de SPSS 21.1.0.1.

Ahora, analizando los resultados de los estadígrafos obtenidos para el tamaño de efecto en la Tabla 10, el tamaño de efecto nulo sobre los pesticidas no persistentes evidencia que el reemplazo de procesos físico-químicos por biológicos no va a conllevar significativamente disminución en la eficiencia de remoción, es decir que los dos tipos de tratamientos ofrecen similares eficiencias de remoción, por lo que sería factible el reemplazo. De manera semejante señalan los estudios de remoción de MCPA mediante adsorción de Meseguer et al. (2022) y el de Andrunik et al. (2022) en donde se evidencia eficiencias de remoción superiores al 90%. Y en los estudios de bioadsorción de Essandoh et al. (2017) y de Cwielag et al. (2023) se alcanzan eficiencias de remoción que oscilan alrededor del 90%. Es decir, para los dos tipos de procesos las eficiencias de remoción obtenidas en estos son similares, como también resultó en este estudio de revisión.

En el caso de los pesticidas moderadamente persistentes el tamaño de efecto fue pequeño, lo que significa que el reemplazo de tipo de proceso implicaría disminución de la eficiencia de remoción en pequeña magnitud. Es decir, los tratamientos biológicos tendrían menor aptitud para tratar este tipo de pesticidas por lo que no sería factible el reemplazo. Estudios evidencian conclusiones similares a esta, tal es el caso de los estudios de remoción de atrazina mediante adsorción realizados por George et al. (2023) y por Ali et al. (2016), en los cuales las eficiencias de remoción superan el 90%. En cambio, por bioadsorción estudios

realizados por Netto et al. (2022) y Zhang et al. (2017) resultaron en eficiencias desde el 70% hasta valores cercanos al 100%. Esta comparativa concuerda con el hallazgo de este estudio.

Por otro lado, para el grupo paramétrico que es el de los pesticidas persistentes la puntuación de los tratamientos físico-químicos (Media = 92,7; Desviación estándar = 8,1) fue mayor que la de los biológicos (Media = 86; Desviación estándar = 5,5), con $t(6) = 1,25$, $p = 0,259$, d de Cohen = 0,910, $1-\beta = 0,08$. De donde, el tamaño de efecto fue grande, es decir, el reemplazo de tipo de proceso conllevaría una disminución importante en la eficiencia de remoción. Por lo que los tratamientos biológicos no tendrían aptitud para remover completamente pesticidas persistentes, y el reemplazo no sería factible. Casos similares a este hallazgo son los del diurón tratado mediante adsorción en los estudios de Liu et al. (2023) y de Deng et al. (2012) en donde las eficiencias de remoción fueron superiores al 90%. En cambio, estudios de bioadsorción realizados por Georgin et al. (2022) y Morin et al. (2021) detectaron eficiencias de remoción que oscilan alrededor del 50%. Como es visto, la diferencia de eficiencia entre uno y otro tipo de tratamiento aplicado es importante, por lo que concuerda con el hallazgo de este estudio.

Pasando al análisis del tamaño de efecto considerando el tipo de pesticida según el criterio de toxicidad aguda en microorganismos, se determinó lo siguiente:

El tipo de proceso resultó tener un tamaño de efecto mediano sobre los pesticidas de toxicidad baja, es decir que el reemplazo de procesos físico-químicos por biológicos implicaría disminución en la eficiencia de remoción, por lo que no sería factible el reemplazo. Pero, este resultado no es razonable, puesto que pesticidas de este tipo en dicha categoría no inhiben la actividad microbiana considerablemente, entonces, las eficiencias de remoción no disminuirán, por lo cual el reemplazo de procesos físico-químicos por biológicos debería ser factible. Prueba de esta aseveración dan los estudios de remoción del pesticida de baja toxicidad, 2,4-D, mediante foto-electro-fenton realizados por Chen et al. (2015) y Guzmán et al. (2011), en donde se alcanzaron eficiencias de remoción completas. Esto, en contraste con la remoción del mismo pesticida pero tratado con biorremediación microbiana en los estudios de González et al. (2012) y Wang et al. (2023), en donde también se alcanzaron eficiencias de remoción completas. Como es visto, no hay diferencia en la eficiencia entre uno y otro tipo de tratamiento aplicado, por lo que concuerda con la aseveración de que el resultado obtenido en el tamaño de efecto sobre pesticidas de baja toxicidad en este trabajo no es razonable, es decir existen inconsistencias.

Además del anterior hallazgo negativo, también se presentó otra inconsistencia, pues la mediana para tratamientos físico-químicos fue menor al 70%, en cambio la de los tratamientos biológicos fue mayor. Ante esta situación se hubiera esperado lo contrario. Estas

inconsistencias detectadas pueden ser válidas en el sentido de que el meta-análisis está sujeto a sesgos de investigación. En este caso los sesgos más probables son los de selección, de búsqueda y de acceso. Los de elección debido a los criterios de elegibilidad que implican la exclusión de varios estudios primarios. Los de búsqueda, pues las ecuaciones de búsqueda no pueden abarcar todos los sinónimos de las palabras clave posibles, de tal manera que puedan captar todos los estudios existentes en SCOPUS. Y, los de acceso, debido a que se excluyeron estudios de pago. Cada tipo de sesgo implica la pérdida de información.

Ahora, en el caso de pesticidas de toxicidad aguda en microorganismos acuáticos moderada, también se obtuvo un tamaño de efecto moderado, lo cual indica que el reemplazo de procesos físico-químicos por biológicos implica disminución considerable en la eficiencia de remoción, por lo que el reemplazo no sería factible. Estudios tuvieron hallazgos semejantes: Beltrán et al. (1993) y Zhang et al. (2023) los cuales trataron atrazina, un pesticida de toxicidad aguda en microorganismos acuáticos moderada, mediante foto-electro-fenton obtuvieron eficiencias de remoción que están por encima del 90%. En contraste, en los estudios de Kang et al. (2023) y Ghazi et al. (2023) que trataron el mismo pesticida pero mediante biorremediación microbiana, se obtuvieron eficiencias de remoción por debajo del 90%. Esta comparativa concuerda con el hallazgo de este trabajo.

Respecto de los pesticidas de toxicidad alta, el tamaño de efecto pequeño resultante también revela una inconsistencia, pues por este tipo de pesticidas inhibidores de la actividad microbiana, se esperaría que la diferencia de medias entre uno y otro tipo de proceso sea de un mayor tamaño de efecto, como lo demuestran los siguientes estudios. Saini & Kumar (2016) y Thind et al. (2018), obtuvieron eficiencias de remoción mayores al 70% para clorpirifós con foto-electro-fenton. Nasiri et al. (2022) y Elsahey et al. (2023) en sus estudios de remoción del mismo contaminante con biorremediación microbiana obtuvieron eficiencias de remoción entre 20-80%. Estos estudios evidencian que la disminución de eficiencia al reemplazar procesos físico-químicos por biológicos es importante, contrario al hallazgo de este trabajo para este tipo de pesticidas.

La inconsistencia igual que para el caso de los pesticidas de toxicidad aguda en microorganismos acuáticos baja, se atribuyen a sesgos de investigación ya explicados en la metodología, que sucede cuando los metadatos obtenidos no son representativos de la población real del universo SCOPUS en este caso (Ioannidis, 2008).

Potencia estadística (PE)

Los resultados obtenidos sobre cálculo de potencia estadística se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11. Potencia estadística obtenida para las pruebas de hipótesis realizadas para cada grupo de pesticidas

Criterio de clasificación	Categoría del tipo de pesticida	PE (1- β)
Según persistencia	Nula	0,09
	Moderada	0,40
	Alta	0,08
Según toxicidad aguda en microorganismos acuáticos	Baja	0,20
	Moderada	0,56
	Alta	0,05

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la Tabla 11, ningún grupo de pesticida alcanzó la probabilidad mínima de 80% para asumir la validez de resultados, aunque, la categoría moderada en las dos características de pesticidas obtuvo los valores más altos (40-60%).

La potencia estadística menor al 80%% significa que la prueba de significancia o de diferencia de medias realizada para cada tipo de pesticida incurrió en un exceso de errores tipo II, es decir que los grupos de datos (tipos de pesticidas) para los que se asumió que el reemplazo de procesos físico-químicos por biológicos no influyó significativamente en la disminución de la eficiencia de remoción, en realidad sí influyó. Específicamente esto fue para las tres categorías de pesticidas según su persistencia. Los pesticidas clasificados según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, resultaron tener disminución no significativa en las categorías baja y alta. Tomando en cuenta esta consideración, los resultados del análisis de diferencia de medias (ADM), finalmente serían los presentados en la Tabla 12.

Tabla 12. Resultados obtenidos en el análisis de diferencia de medias para los seis tipos de pesticidas considerados en este trabajo considerando los hallazgos de la potencia estadística

Tipo de pesticida	Categoría de pesticidas	Significancia inicial	Significancia nueva	Tamaño de efecto (TE)	Consistencia entre ADM y TE
Según persistencia	Nula	No significativa	Significativa	Nulo	No consistente
	Moderada	No significativa	Significativa	Pequeño	Consistente
	Alta	No significativa	Significativa	Grande	Consistente
Según su toxicidad aguda en microorganismos	Baja	No significativa	Significativa	Mediano	Consistente
	Moderada	Significativa	Significativa *	Mediano	Consistente
	Alta	No significativa	Significativa	Pequeño	Consistente

Nota: * la disminución de la eficiencia para los pesticidas de toxicidad moderada continúa siendo significativa debido a que el error de tipo II está relacionado a las afirmaciones no significativas. Elaboración propia.

Como se observa en la Tabla 12, la disminución de la eficiencia de remoción al reemplazar tratamientos físico-químicos por biológicos en todos los tipos de pesticidas es significativa. Considerando el resultado del tamaño de efecto entonces, los resultados entre la varianza de medias y el tamaño de efecto ya es consistente para todos los tipos de pesticidas excepto para los de persistencia nula.

Respecto de las probabilidades obtenidas para pesticidas moderados, que fueron los más cercanos al 80%, según la teoría de potencia estadística expuesta en la metodología se debe al mayor tamaño de muestra, principalmente.

Ahora, para ilustrar los tamaños de muestra que hubieran permitido que los errores de tipo II estén presentes por defecto mas no por exceso como fue el caso en este trabajo, se presentan las curvas de potencia en función del tamaño de muestra para cada tipo de pesticida, en la Figura 10. En esta figura se observa que las curvas de potencia señalan que para alcanzar el valor de PE mínimo (80%) para no incurrir en errores tipo II se requieren de tamaños de muestra superiores a 200, 60 y 30 en el caso de pesticidas de persistencia nula, moderada, y alta, respectivamente, y 20, 40 y 250 en el caso de los de toxicidad en microorganismos baja, moderada y alta, respectivamente. Cabe mencionar que todos estos

valores mencionados del tamaño muestral han sido determinados de modo gráfico, es decir son valores aproximados.

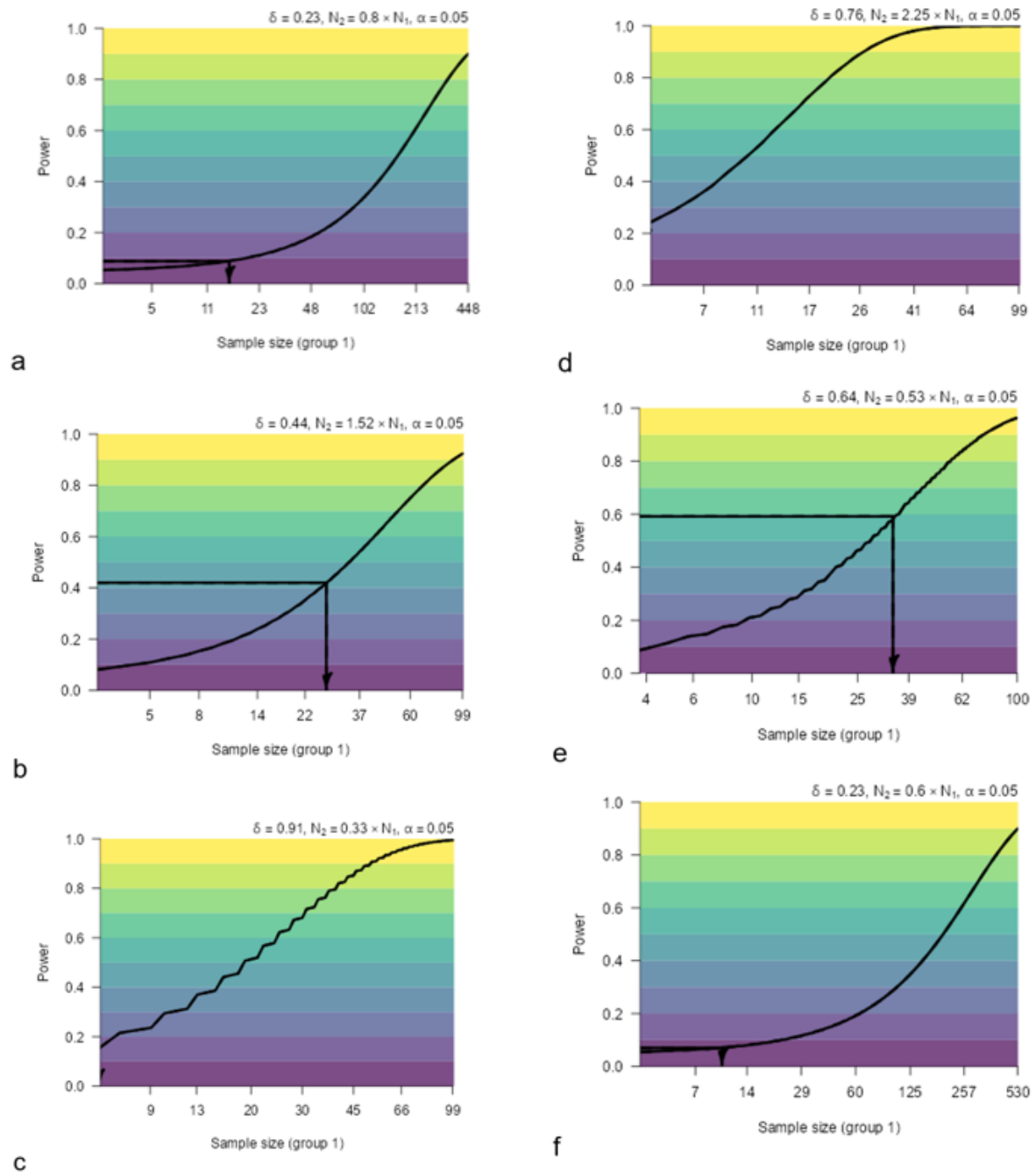


Figura 11. Curvas de potencia en función del tamaño muestral para cada tipo de pesticidas
Nota: a), b), c) pesticidas de persistencia nula, moderada y alta; d), e), f) de toxicidad baja, moderada y alta. Realizado con Jamovi

Los cálculos realizados en el software G-Power 3.1.9.7 se presentan mediante un ejemplo para pesticidas de baja toxicidad en microorganismos acuáticos, en el Anexo IV.

Análisis estadístico descriptivo

Este análisis de las eficiencias de remoción para cada tipo de pesticida con cada tipo de tratamiento se realizó para identificar cuáles son los más eficientes, con el fin de identificar los tratamientos más factibles no solo en términos de eficiencia, sino también de características de sustentabilidad y costos categóricos (asequible o costoso). Para eso, en las Figuras 11,12 y 13 se ilustra las medias de las eficiencias obtenidas para los pesticidas según su persistencia, mientras que en las Figuras 14, 15, y 16 según su toxicidad aguda en microorganismos.

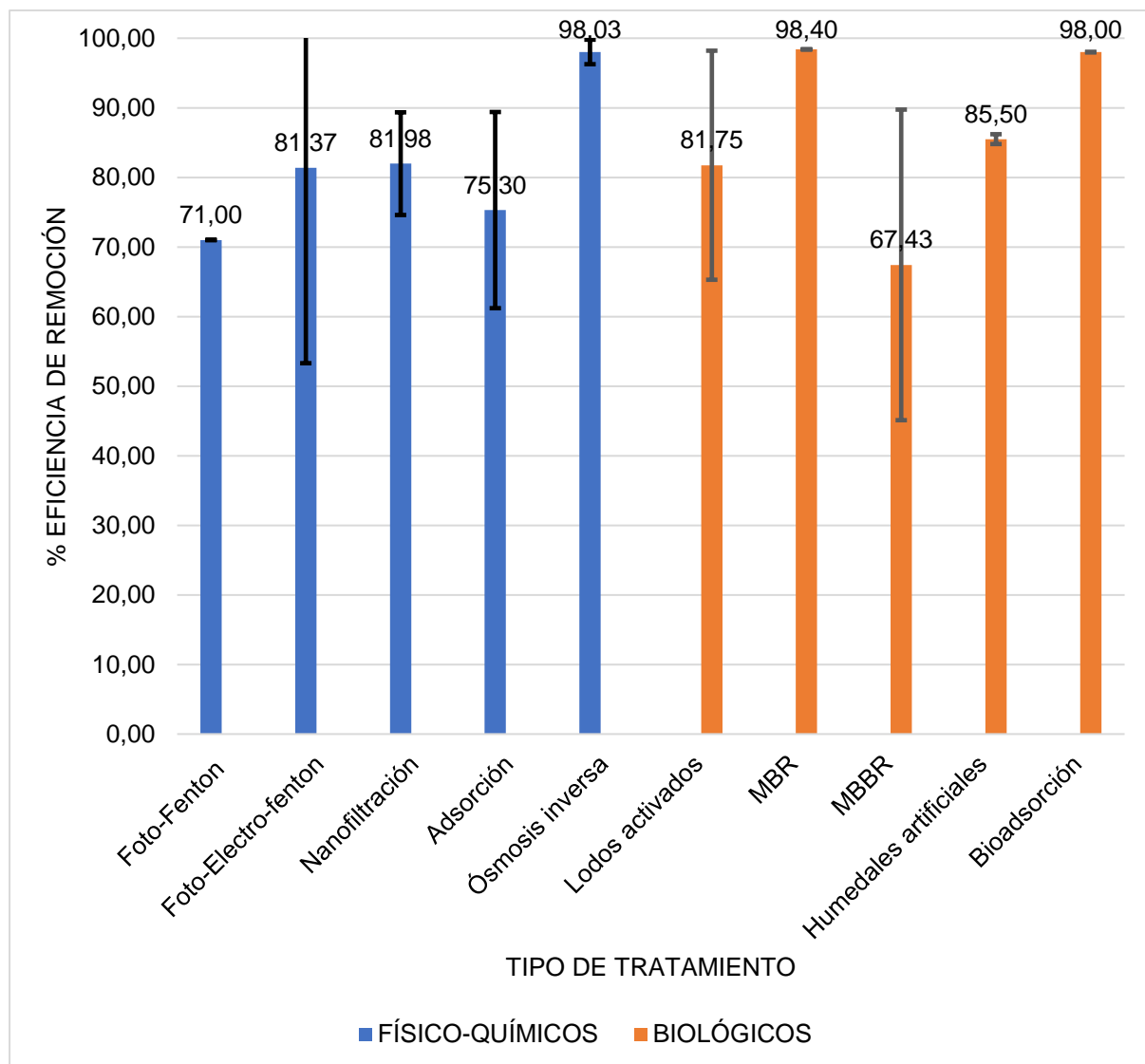


Figura 12. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas no persistentes

Fuente. Elaboración propia en Excel 2016.

En la Figura 11 se evidencia que los pesticidas no persistentes obtuvieron mayores eficiencias de remoción con tratamientos biológicos específicamente con reactores biológicos de membrana (MBR) y bioadsorción. De entre estos dos, el que es más factible aplicar es la bioadsorción, por tener mejores características de sustentabilidad y costos que el MBR, pues revaloriza desechos agrícolas para fabricar los adsorbentes, con lo que los costos disminuyen (Hassan et al., 2020).

La tabla con los datos de número de muestra, medias y desviación estándar se presenta en el Anexo V.

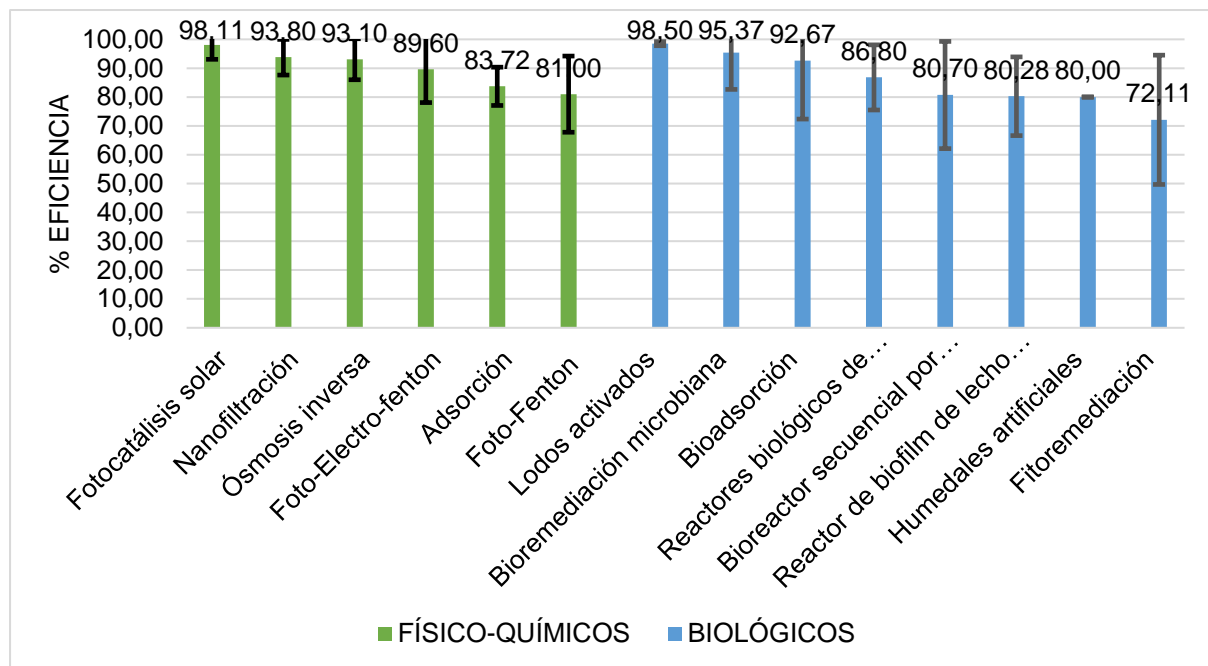


Figura 13. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas moderadamente persistentes

Fuente: Elaboración propia en Excel 2016.

En la Figura 12 se evidencia que el tratamiento de pesticidas moderadamente persistentes tuvo mejores eficiencias de remoción con tratamientos biológicos específicamente con lodos activados, biorremediación microbiana y con bioadsorción, pero similares valores se obtuvieron para fotocatalisis solar. Aunque el tratamiento con mejores eficiencias fue el de lodos activados, la bioadsorción tiene mejores características de sustentabilidad y costos, como ya se mencionó en el caso anterior. La tabla con los datos de número de muestra, medias y desviación estándar se presenta en el Anexo VI.

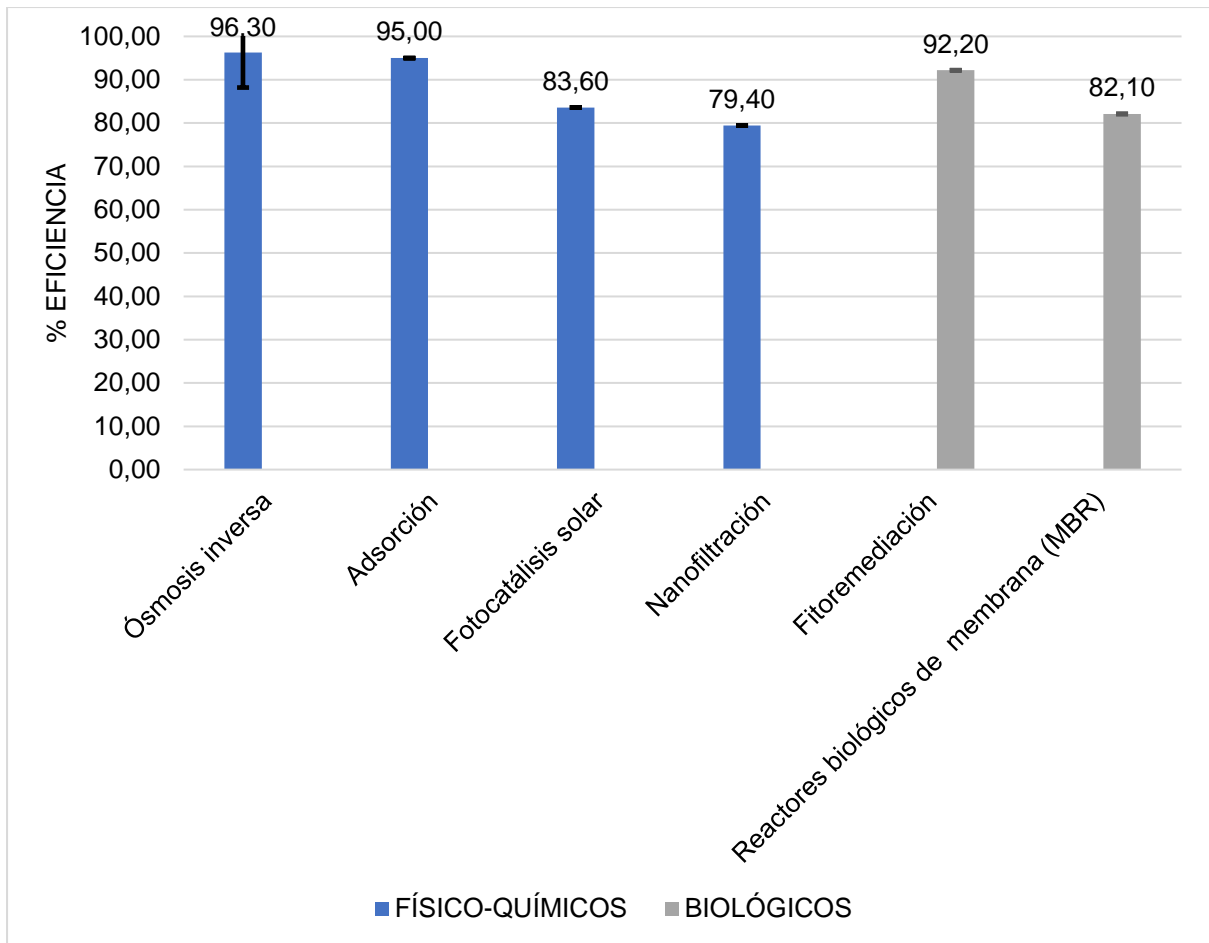


Figura 14 Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas altamente persistentes

Fuente: Elaboración propia en Excel 2016.

En la Figura 13 se evidencia que los pesticidas persistentes, obtuvieron mejores eficiencias de remoción con tratamientos físico-químicos, como era de esperarse, específicamente con ósmosis inversa y adsorción. Pero con fitorremediación también se obtuvieron eficiencias de remoción por encima del 90%, y considerando sus características de sustentabilidad y costo asequible, pues usa plantas como agentes de remediación, las cuales sustituyen a agentes químicos.

La tabla con los datos de número de muestra, medias y desviación estándar para este tipo de pesticida se presenta en el Anexo VII.

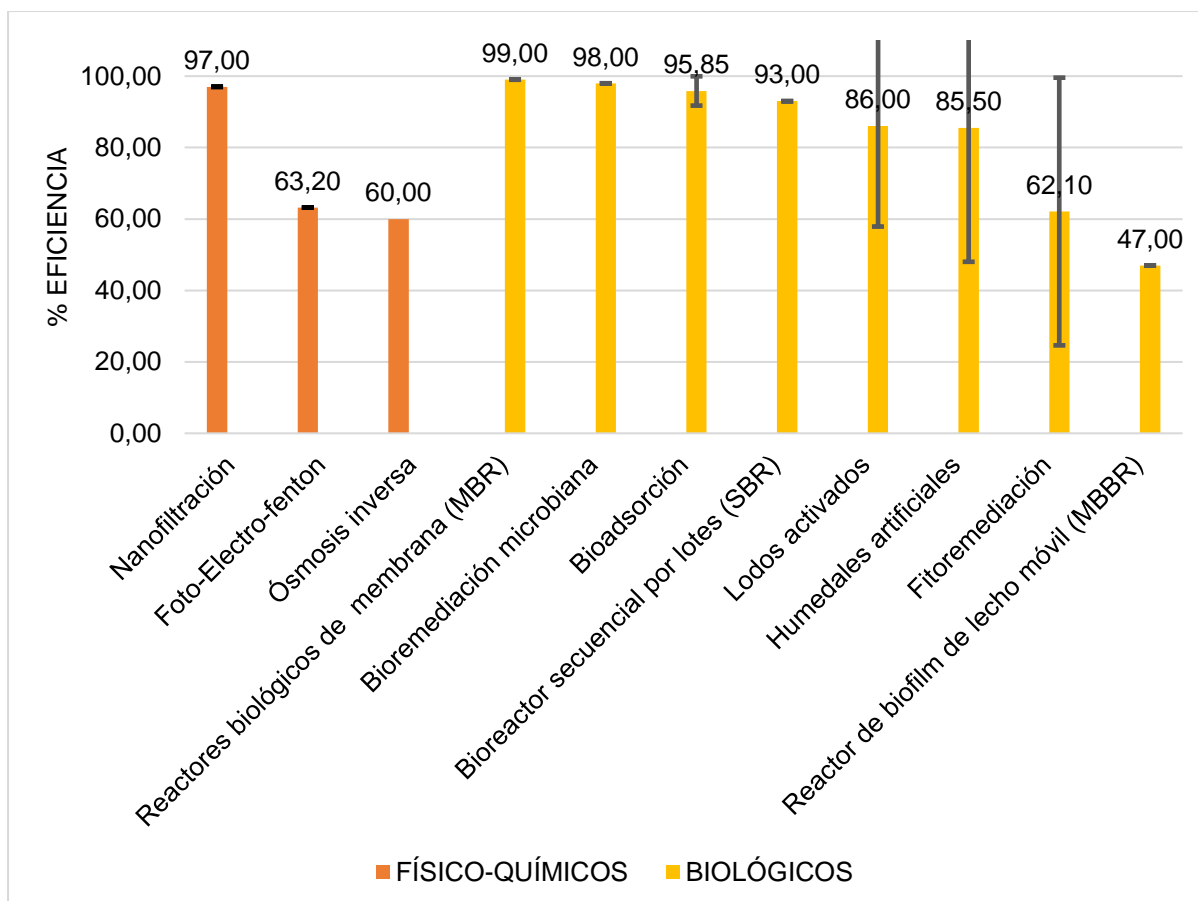


Figura 15. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos

Fuente: Elaboración propia en Excel 2016.

Como se observa en la Figura 14, los tratamientos que mejores eficiencias de remoción presentaron fueron los reactores biológicos de membrana seguido de la biorremediación microbiana, es decir que los tratamientos biológicos poseen la capacidad de remover pesticidas de baja toxicidad con altas eficiencias de remoción. Pero entre estos dos, la biorremediación microbiana es el más factible pues los MBR tienen costos altos por el uso de nanomembranas (Sarría et al., 2020).

La tabla con los datos de número de muestra, medias y desviación estándar para este tipo de pesticida se presenta en el Anexo VIII.

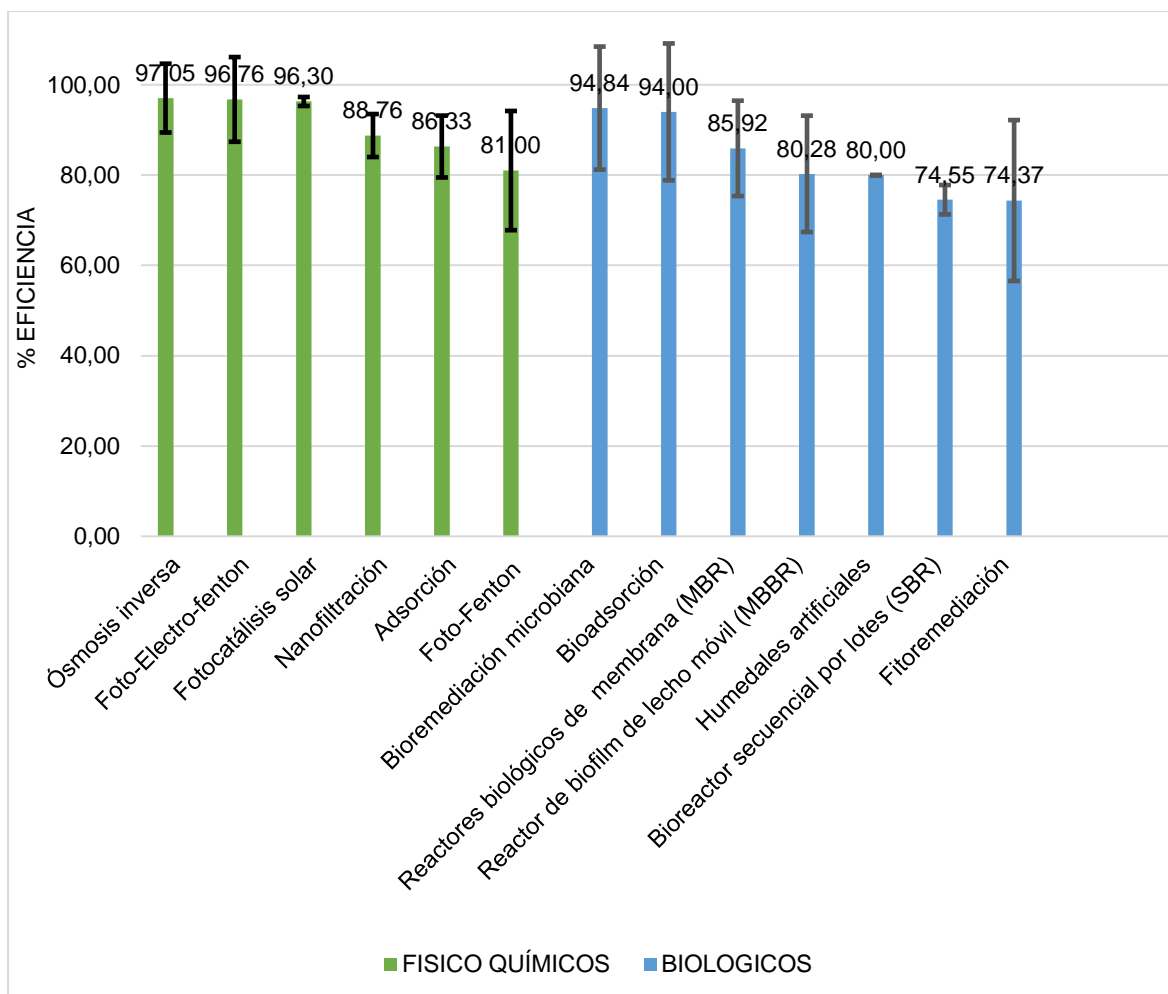


Figura 16. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas de moderada toxicidad aguda en microorganismos acuáticos

Fuente: Elaboración propia en Excel 2016.

Como se observa en la Figura 15, los tratamientos que presentaron mayores eficiencias de remoción fueron la ósmosis inversa, el foto-electro-fenton y la fotocatalisis solar, mientras que la biorremediación microbiana y la bioadsorción presentaron valores más bajos pero cercanos al 95%. Lo que quiere decir que los tratamientos físico-químicos fueron los que ofrecieron eficiencias de remoción óptimas, sin embargo, la bioadsorción nuevamente puede ser factible en el tratamiento de este tipo de pesticidas por sus características de sustentabilidad y costos asequibles, como ya se mencionó en anteriores casos.

La tabla con los datos de número de muestra, medias y desviación estándar para este tipo de pesticida se presenta en el Anexo IX.

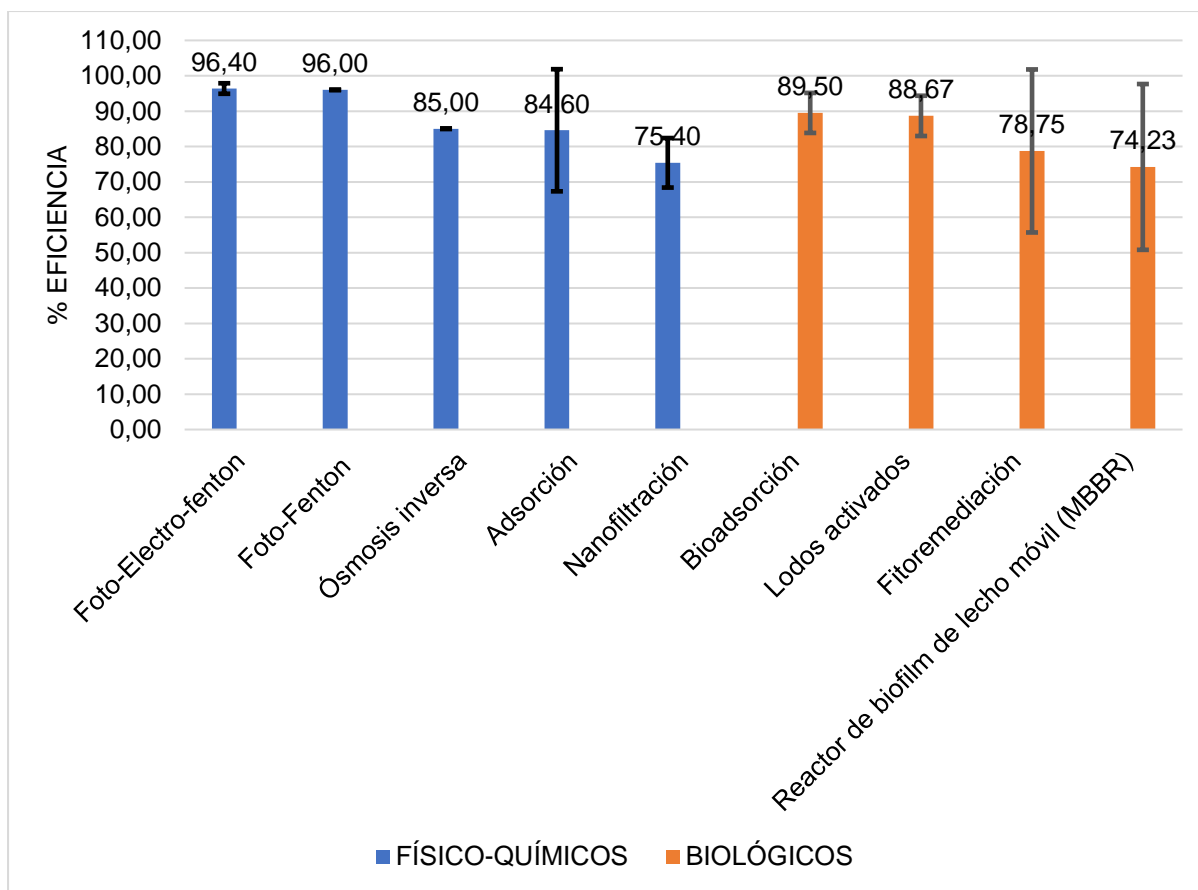


Figura 17. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para el grupo de pesticidas de alta toxicidad aguda en microorganismos acuáticos

Fuente: Elaboración propia en Excel 2016.

Como se observa en la Figura 16, los tratamientos que presentaron mayores eficiencias de remoción fueron, foto-electro-fenton seguido de foto fenton, mientras que la bioadsorción y lodos activados presentaron valores por debajo del 90%. Lo que quiere decir que los tratamientos físico-químicos fueron los que ofrecieron eficiencias de remoción cercanas al 100%. La bioadsorción sería el más factible, nuevamente.

La tabla con los datos de número de muestra, medias y desviación estándar para este tipo de pesticidas se presenta en el Anexo X.

Por otro lado, respecto de la categorización de los diferentes tipos de tratamientos independientes del tipo de pesticida que traten, fue la mostrada en la Figura 17.

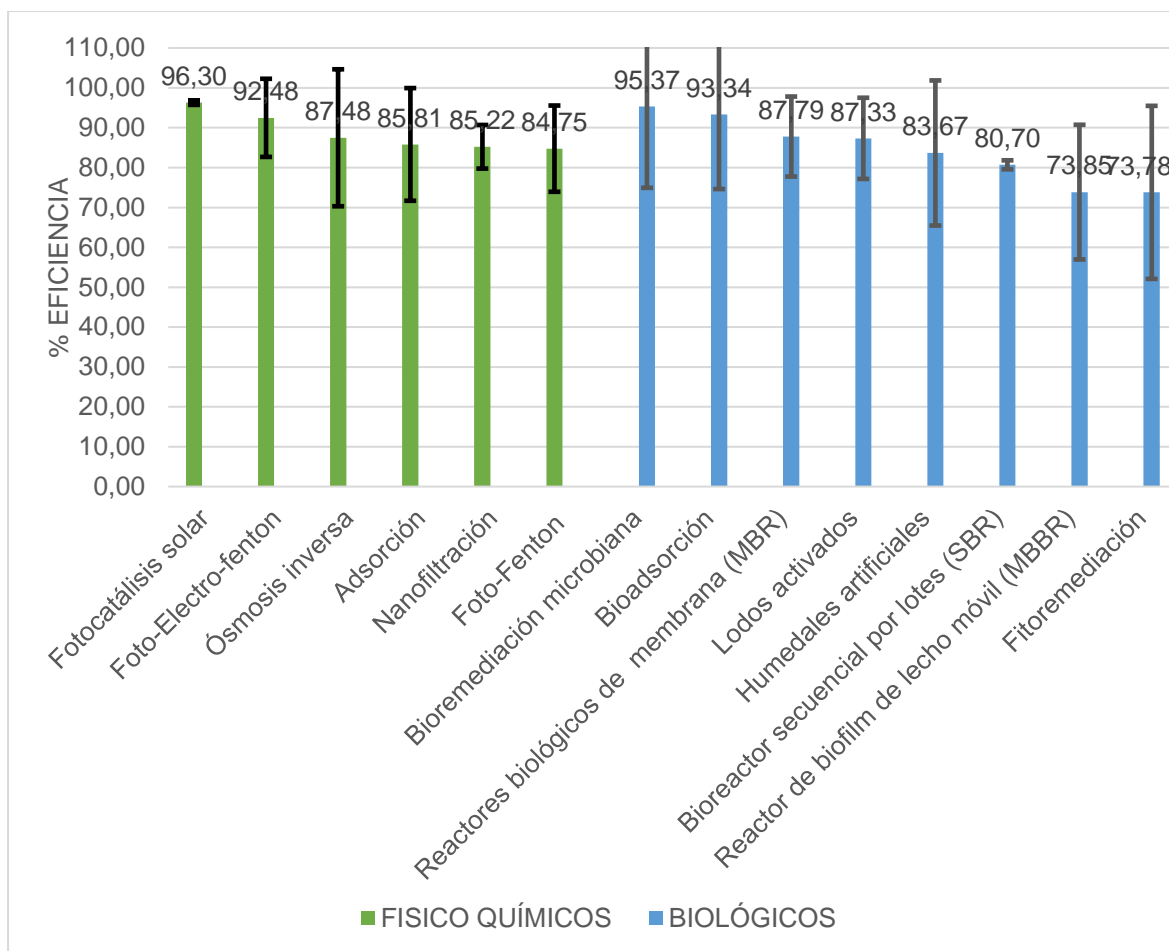


Figura 18. Porcentaje de eficiencia de remoción vs. tipo de tratamiento para pesticidas de todo tipo

Fuente: Elaboración propia en Excel 2016.

En la Figura 17 se muestra claramente los tratamientos que presentaron las eficiencias de remoción más altas, que fue primero la fotocatalisis solar para el caso de tratamientos físico-químicos, y biorremediación microbiana seguido de bioadsorción para los tratamientos biológicos. Como era de esperarse, los tratamientos biológicos que mejores eficiencias presentaron fueron la biorremediación microbiana y la bioadsorción, pues en el análisis por tipos de pesticidas estos tipos de tratamientos ocuparon los primeros lugares. Es decir que, el tratamiento con mejores características de eficiencia, sustentabilidad y costos asequibles para tratar pesticidas es la bioadsorción por las cualidades que posee.

La tabla con los datos de número de muestra, medias y desviación estándar para este tipo de pesticida se presenta en el Anexo XI.

Además, se presenta un diagrama de cajas y bigotes de las eficiencias de tratamientos biológicos en la Figura 18.

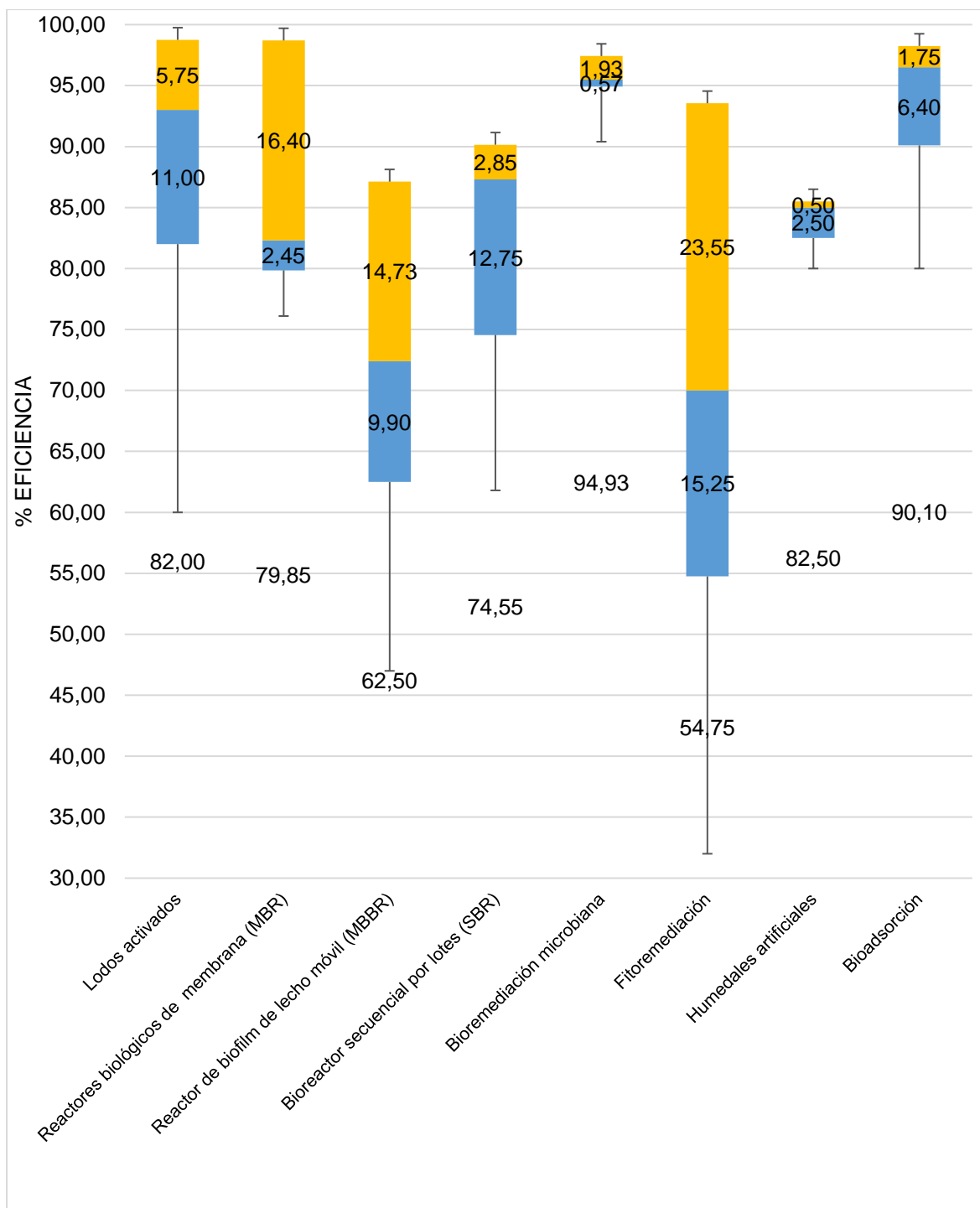


Figura 19. Diagrama de caja y bigotes de las eficiencias de remoción de los tratamientos biológicos

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 18 se observa que la bioadsorción tuvo un rango de eficiencias que oscila entre 80-100%, con una mayor densidad de datos entre 90-95%. Es decir que todos los estudios demuestran que este tratamiento ofrece eficiencias de remoción que se alejan de la remoción completa, sin embargo, la mayoría de los datos sí se acercan al máximo nivel de remoción.

En cambio, respecto de la biorremediación microbiana, se evidencia un rango de datos aún más pequeño que el de la bioadsorción, que es de 90-100%, con una densidad de datos mayor entre el 95-100%. Esto da una idea de que este tratamiento ofrece eficiencias de remoción cercanas al máximo nivel en la mayor cantidad de datos.

A partir de estos resultados obtenidos, nace la interrogante de por qué los tratamientos biológicos, específicamente la bioadsorción y la biorremediación microbiana que han demostrado científicamente eficiencias de remoción altas (mayores al 90%), para tratar pesticidas con características de persistencia y toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, no se implementan a gran escala en el país, considerando sus características de sustentabilidad y bajos precios. Esta interrogante podría ser abordada en trabajos próximos.

5.4. Resumen de resultados por objetivos específicos

Objetivo específico	Resultado
Establecer el estado del arte referente a la problemática ambiental de la contaminación por el uso de pesticidas.	El estado del arte del presente trabajo sirvió como fundamento teórico del trabajo meta-analítico realizado. Cada subtema visto, fue consecuente para sustentar la metodología desarrollada, los resultados obtenidos y las conclusiones y recomendaciones.
Analizar el estado del arte mediante diagramas de árbol de problemas y árbol de objetivos para así determinar las características técnicas requeridas para los casos de tratamientos de eliminación de pesticidas del agua.	El estado del arte fue analizado por medio de diagramas de árbol y de objetivos, en donde se sintetizó la información sobre consecuencias de la contaminación ambiental por pesticidas para buscar sus causas, para así mismo buscar determinar las potenciales soluciones. De allí se resaltó a los pesticidas alternativos como medida de prevención, y a los tratamientos de eliminación como medida de remediación. Pero, en este trabajo se abordó solo tratamientos. Una vez definido el tema central del meta-análisis, se definió mediante los diagramas las características requeridas para los casos de tratamientos de eliminación de pesticidas.
Evaluar las eficiencias de tratamientos de eliminación de pesticidas del agua, tanto de tipo físico-químicos como biológicos para pesticidas según su persistencia y por otro lado según su toxicidad aguda en	Para los pesticidas según su persistencia, los de categoría nula resultaron con un TE nulo sobre la eficiencia de remoción, es decir que sería factible el reemplazo de físico-químicos por biológicos. En cambio, en los de categoría moderada y alta el TE fue pequeño y grande, respectivamente, por lo que el reemplazo implicaría disminución en la eficiencia de remoción, y sería no-factible el reemplazo. Ahora, respecto de los pesticidas según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, los de categoría baja y moderada presentaron TE mediano, y los de categoría alta, pequeño. Estos

<p>microorganismos acuáticos, mediante un análisis de diferencia de medias y del tamaño de efecto (TE).</p>	<p>resultados que, revelan inconsistencias que se les puede atribuir a sesgos de investigación.</p>
<p>Evaluar la validez de los resultados obtenidos en el análisis de diferencia de medias mediante una prueba de potencia estadística (PE).</p>	<p>Los resultados obtenidos en el análisis de diferencia de medias incurrieron en un exceso de errores estadísticos de tipo II (falsos negativos), es decir que en los grupos de pesticidas que resultaron no tener disminución significativa por el reemplazo de proceso físico-químico por biológico, en realidad sí fue significativa. Lo cual generó nuevos resultados. Entonces, todos los grupos de pesticidas tuvieron disminución significativa, lo cual fue consistente con los resultados del tamaño de efecto, excepto con los de los pesticidas de persistencia nula.</p>
<p>Categorizar los tipos de tratamientos en función de su eficiencia de remoción para así determinar cuáles son los tratamientos con mejores características de eficiencia, sustentabilidad y costos, tanto para cada tipo de pesticida como en general.</p>	<p>Los tratamientos biológicos que mejores eficiencias de remoción obtuvieron fueron: para los persistentes de categoría moderada y alta, los lodos activados y bioadsorción, y fitorremediación, respectivamente.</p> <p>En cambio, para los pesticidas según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, para la categoría moderada y alta fueron: biorremediación microbiana y bioadsorción, y la bioadsorción y lodos activados, respectivamente. La biosorción es el que tiene mejores características de sustentabilidad y costos, además que tiene eficiencias sobre el 90%.</p> <p>Y, por otro lado, independientemente del tipo de pesticida, los tratamientos que mejores eficiencias de remoción tuvieron fueron los biológicos, específicamente la biorremediación y la bioadsorción.</p>

6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en el análisis de diferencia de medias, aunque fueron inconsistentes con los resultados del tamaño de efecto, al aplicar la prueba de potencia estadística fue posible demostrar que prueba de varianza de medias había incurrido en errores estadísticos (tipo II), los cuales, al ser corregidos, resultaron consistentes con los resultados del tamaño de efecto. Esto indica que la prueba de PE tuvo un efecto positivo en este trabajo, pues permitió que los errores ocurridos en el análisis de diferencia de medias se corrigieran.

Según los resultados del cálculo del tamaño de efecto, el reemplazo de tratamientos físico-químicos por biológicos, solo fue factible para los pesticidas no persistentes, lo cual era de esperarse, pues sin recalcitrancia los compuestos son aptos para degradarse por tecnologías biológicas. Sin embargo, esto no significa que los pesticidas de persistencia moderada y alta no puedan ser degradados por tratamientos biológicos, sino que para lograr su remoción total o suficiente son necesarios recursos adicionales como tiempos de retención más largos y grandes áreas de tratamiento biológico.

Por otro lado, los resultados de tamaño efecto obtenidos para los pesticidas según su toxicidad aguda en microorganismos acuáticos, no fueron consistentes por motivo de sesgos de investigación, por lo que se determina que los recursos de tiempo, humanos y económicos fueron deficientes para alcanzar resultados fiables.

Sobre los resultados obtenidos del análisis estadístico descriptivo tanto para pesticidas según su persistencia como según su toxicidad aguda en microorganismos, se rescata el hecho de que, aunque la bioadsorción no fue el tratamiento con mayores eficiencias de remoción, aunque sí con mayores al 90%, es una opción potencialmente sustentable, pues revaloriza desechos agrícolas y al ser estos su agente de remediación, se minimiza gastos por concepto de adsorbentes.

7. RECOMENDACIONES

Puesto que la biorremediación microbiana y la bioadsorción son potenciales opciones de tratamientos biológicos con características de sustentabilidad y costos asequibles, este trabajo finalmente pretende dejar como opción de posteriores y nuevos trabajos de integración curricular, la pregunta de investigación sobre cuáles son las brechas de conocimientos, técnicas y económicas que no han permitido que estas tecnologías biológicas se expandan en el país.

Por otro lado, los sesgos de investigación que generan inconsistencias en un meta-análisis pueden ser evitados ampliando el periodo de tiempo de realización del trabajo, incluyendo más de un investigador, financiando la adquisición de artículos científicos de paga y por supuesto realizando un trabajo transparente y riguroso desde la primera hasta la última etapa de trabajo.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdi, D., Owen, J., Brindley, J., Birinbaum, A., Wilson, P., & Hinz, F. (2020). Nutrient and pesticide remediation using a two-stage bioreactor-adsorptive system under two hydraulic retention times. *Water Research*, 170(1), 115311. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115311>
- Abdul, Y. (2023). Statistics in medical research: Common mistakes. *Journal of Taibah University Medical Sciences*, 18(6), 1197–1199. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jtumed.2023.04.004>
- Accinelli, C., Saccà, M., Mencarelli, M., & Vicari, A. (2012). Application of bioplastic moving bed biofilm carriers for the removal of synthetic pollutants from wastewater. *Bioresource Technology*, 120, 180-186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.056>
- Agriculture & Environment Research Unit at the University of Hertfordshire. (2023). Pesticide Properties Database at the University of Hertfordshire. En *Pesticide Properties DataBase*. University of Hertfordshire. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>
- Aguilar, M., Sánchez, E., Salinas, E., Galante, P., & Meza, J. (2014). Penicillium sp. as an organism that degrades endosulfan and reduces its genotoxic effects. *SpringerPlus* 3, 536. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/2193-1801-3-536>
- Ahmed, M., Zhou, J., Ngo, H., Guo, W., Thomaidis, N., & Xu, J. (2016). Progress in the biological and chemical treatment technologies foremerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 323(A), 274-298. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
- Ali, I., Alothman, Z., & Al-Warthan, A. (2016). Sorption, kinetics and thermodynamics studies of atrazine herbicide removal from water using iron nano-composite material. *International Journal Environmental Science Technology*, 13(1), 733–742. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13762-015-0919-6>
- Almasi, A., Dargahi, A., & Azizi, A. (2019). Biological removal of diazinon in a moving bed

- biofilm reactor – process optimization with central composite design. *Toxin Reviews*, 40(4), 1242-1252. <https://doi.org/10.1080/15569543.2019.1675708>
- Andrunik, M., Skalny, M., & Bajda, T. (2022). Removal of Pesticides from Waters with Zeolites and Zeolite-Carbon Composites. *Proceedings of the 8th World Congress on New Technologies (NewTech'22), CEPR 126*. <https://doi.org/10.11159/icepr22.126>
- Arias, G., Castillo, I., & Jimenez, J. (2019). Efecto agudo de las bebidas energéticas en el rendimiento anaeróbico: un meta-análisis. *Pensar en movimiento*, 17(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.15517/pensarmov.v17vi2i.31769>
- Arias, M. (2019). *Efecto del uso de fertilizantes y pesticidas sobre organismos acuáticos en arroyos de la zona hortícola de La Plata* [Universidad Nacional de la Plata]. <http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20190415001652>
- Ates, N., Uzal, N., & Dilek, F. (2023). Removal of pesticides from secondary treated urban wastewater by reverse osmosis. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 8732-8745. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-022-20077-5>
- Badii, M., & Landeros, J. (2007). Plaguicidas que afectan a la salud humana y sustentabilidad. *Cultura Científica y Tecnológica*, 4(19), 21–34. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7235924>
- Baghapour, M., Nasserli, S., & Zahra, D. (2013). Atrazine removal from aqueous solutions using submerged biological aerated filter. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 11(6). <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-6>
- Bai, H., Wang, B., Talifu, D., Abulizi, A., & Maihemutii, M. (2022). Treatment on thiodicarb in pesticide wastewater with walnut shells-derived carbon and its improved modification: adsorption behavior. *Water Science and Technology*, 85 (9), 2682–2692.. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/wst.2022.118>
- Barba, S., Carvela, M., Villaseñor, J., Rodrigo, M., & Cañizares, P. (2019). Fixed-bed biological barrier coupled with electrokinetics for the in situ electrobioremediation of 2,4-

- dichlorophenoxyacetic acid polluted soil. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 94(8), 2684-2692. <https://doi.org/10.1002/jctb.6079>
- Bedmar, F. (2011). Informe especial sobre plaguicidas de uso agrícola. *Revista de la Universidad del Mar de Plata*, 21(122), 10–16. [https://www.agro.uba.ar/users/semmarti/Usotierra/CH Plaguicidas fin.PDF](https://www.agro.uba.ar/users/semmarti/Usotierra/CH%20Plaguicidas%20fin.PDF)
- Beltrán, F., Ovejero, G., & Acedo, B. (1993). Oxidation of atrazine in water by ultraviolet radiation combined with hydrogen peroxide. *Water Research*, 27(6), 1013-1021. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90065-P](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90065-P)
- Benner, J., Helbling, D., Kohler, H., Wiittebol, J., Kaiser, E., Prasse, C., Ternes, T., Alberr, C., Aamand, J., Horemans, B., Springael, D., Walvarens, E., & Boon, N. (2013). Is Biological Treatment a Viable Alternative for Micropollutant Removal in Drinking Water Treatment Processes? *Water Research*, 47(16), 5955-5976. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.015>
- Berberidou, C., Kokkinos, P., Poullos, I., & Mantzavinos, D. (2022). Homogeneous Photo-Fenton Degradation and Mineralization of Model and Simulated Pesticide Wastewaters in Lab- and Pilot-Scale Reactors. *Catalysts*, 12(12). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/catal12121512>
- Borràs, N., Oliver, R., Arias, C., & Brillas, E. (2010). Degradation of Atrazine by Electrochemical Advanced Oxidation Processes Using a Boron-Doped Diamond Anode. *The Journal of Physical Chemistry A*, 114(24), 6613–6621. <https://doi.org/10.1021/jp1035647>
- Botella, J., & Zamora, Á. (2017). El meta-análisis: una metodología para la investigación en educación. *Revista Educación XXI*, 20(2), 17–38. <https://doi.org/10.5944/educXX1.18241>
- Boumaraf, R., Khettaf, S., Benmahdi, F., & Masmoudi, R. (2022). Removal of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid from aqueous solutions by nanofiltration and activated

carbon. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <http://dx.doi.org/10.1007/s13399-022-03631-6>

Bouteh, E., Ahmadi, N., Abbasi, M., Torabian, A., Loosdrecht, M., & Ducoste, J. (2021). Biodegradation of organophosphorus pesticides in moving bed biofilm reactors: Analysis of microbial community and biodegradation pathways. *Journal of Hazardous Materials*, 408. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124950>

Cai, X., Xu, N., Zhu, Y., Shi, Y., & Wang, H. (2022). Removal of Dinotefuran, Thiachloprid, and Imidacloprid Neonicotinoids in Water Using a Novel *Pseudomonas monteilii* FC02–Duckweed (*Lemna aequinoctialis*) Partnership. *Frontiers in Microbiology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.906026>

Carboneras, B., Villaseñor, J., Fernández, J., Rodrigo, M., & Cañizares, P. (2018). Biological treatment of wastewater polluted with an oxyfluorfen-based commercial herbicide. *Chemosphere*, 213, 244-251. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.054>

Casas, M., Nielsen, T., Kot, W., Hansen, L., Johansen, A., & Bester, K. (2017). Degradation of mecoprop in polluted landfill leachate and waste water in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 121(15), 213-220. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.031>

Cellis, E., Elefsiniotis, P., & Singhal, N. (2008). Biodegradation of agricultural herbicides in sequencing batch reactors under aerobic or anaerobic conditions. *Water Research*, 42(12), 3218-3224. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.008>

Center for Biological Diversity of United States. (2021). *The Center's Study on How Pesticides Harm Insects and Underground Ecosystems*. <https://www.biologicaldiversity.org/campaigns/pesticides-and-soil-health/>

Chen, H., Zhang, Z., Yang, Z., Yang, Q., & Li, B. (2015). Heterogeneous fenton-like catalytic degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in water with FeS. *Chemical Engineering Journal*, 589, 252-263. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.03.079>

Codina, L. (2020). Cómo hacer revisiones bibliográficas tradicionales o sistemáticas utilizando

bases de datos académica soma de conducto auditivo externo: estudio de una serie de casos. *Revista ORL*, 11(2). <https://doi.org/10.14201/orl.22977>

Codina, L. (2018). *Revisiones bibliográficas sistematizadas: Procedimientos generales y Framework para Ciencias Humanas y Sociales* (L. Codina (ed.)). Departamento de Comunicación Universitat Pompeu Fabra. https://repositori.upf.edu/bitstream/handle/10230/34497/Codina_revisiones.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Cohen, J. (1988). *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences* (2°). Lawrence Erlbaum Associates.

Colosio, C., Fustinoni, S., Brindelli, S., Bonomi, I., De Pashale, G., & Mammone, T. (2002). Ethylenethiourea in urine as an indicator of exposure to mancozeb in vineyard workers. *Toxicology Letters*, 134(3), 133–140. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00182-0](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00182-0)

Comisión Económica para América Latina (CEPAL). (s/f). *Tratados y Acuerdos Internacionales sobre cuidado del medio ambiente*. Recuperado el 26 de diciembre de 2022, de <https://observatoriop10.cepal.org/es/treaties>

Cwielag, I., Jamroz, E., Medynska, A., Bednik, M., Kosyk, B., & Pollakova, N. (2023). Deashed Wheat-Straw Biochar as a Potential Superabsorbent for Pesticides. *Materials Journal*, 16(6), 2185. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/ma16062185>

Da Costa, I., Oriol, R., Ye, Z., Martínez, C., Cabot, P., Brillas, E., & Sirés, I. (2020). Photoelectro-Fenton treatment of pesticide triclopyr at neutral pH using Fe(III)–EDDS under UVA light or sunlight. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 23833–23848. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11421-8>

Das, S., & Dash, H. (2014). Microbial Bioremediation: A Potential Tool for Restoration of Contaminated Areas. *Microbial Biodegradation and Bioremediation*, 1-21. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800021-2.00001-7>

Dave, D. & Dikshit, A. (2011). Effect of different exogeneous compounds on biosorption of

endosulfan. *Environmental Sciences*, 7(3), 224-236.

<https://doi.org/10.3844/ajessp.2011.224.236>

Del Puerto, A., Suárez, S., & Palacio, D. (2014). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), 372–387. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032014000300010

Deng, J., Shao, Y., Gao, N., Deng, Y., Tan, C., Shou, S., & Hu, X. (2012). Multiwalled carbon nanotubes as adsorbents for removal of herbicide diuron from aqueous solution. *Chemical Engineering Journal*, 193, 339–347. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.04.051>

Derakhshan, Z., Ehrampoush, M., Mahvi, A., Dehghani, M., & Faramarzian, M. (2018). Evaluation of a moving bed biofilm reactor for simultaneous atrazine, carbon and nutrients removal from aquatic environments: Modeling and optimization. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 67(25), 219-230. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2018.06.032>

Derakhshan, Z., Ehrampoush, M., Mahvi, A., Ghaneian, M., Mazloomi, S., & Faramarzian, M. (2018). Biodegradation of atrazine from wastewater using moving bed biofilm reactor under nitrate-reducing conditions: A kinetic study. *Journal of Environmental Management*, 212(15), 506-513. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.043>

Díaz, O., & Betancourt, C. (2018). Los pesticidas; clasificación, necesidad de un manejo integrado y alternativas para reducir su consumo indebido: una revisión. *Revista Científica Agroecosistemas*, 6(2), 14–30. <http://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes/index>

Dolatabadi, M., Hajebrahimi, Z., Malekahmadi, R., & Ahmadzadeh, S. (2022). Electrochemical Oxidation Approach towards the Treatment of Acetamiprid Pesticide from Polluted Water. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*, 7(1). <http://dx.doi.org/10.18502/jehsd.v7i1.8966>

Domingues, V., Alves, A., Cabral, M., & Delerue, C. (2005). Sorption behaviour of bifenthrin

on cork. *Journal of Chromatography A*, 1069(1), 127-132.
<https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.10.011>

Elsakey, E., El-Sabbagh, S., El-Sayed, E., Abdel, I., & Mohamed, A. (2023). Bioremediation of chlorpyrifos residues using some indigenous species of bacteria and fungi in wastewater. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(6). <https://dx.doi.org/10.1007/s10661-023-11341-3>

Equipo de Seguridad Química y Unidad de Salud de la OMS. (2019). *Clasificación recomendada por la OMS de los plaguicidas por el peligro que presentan y Directrices para la clasificación*. <https://www.paho.org/es/documentos/clasificacion-recomendada-por-oms-plaguicidas-por-peligro-que-presentan-directrices-para>

Essandoh, M., Wolgemuth, D., Pittman, C., Mohan, D., & Misna, T. (2017). Phenoxy herbicide removal from aqueous solutions using fast pyrolysis switchgrass biochar. *Chemosphere*, 174, 49-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.105>

Fang, L., Xu, Y., Xu, L., Shi, T., Ma, X., Wu, X., & Li, Q. (2021). Enhanced biodegradation of organophosphorus insecticides in industrial wastewater via immobilized *Cupriavidus nantongensis* X1T. *Science of the Total Environment*, 755(1), 142505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142505>

Faul, F., Erdfelder, E., Lang, A., & Buchner, A. (2007). G*Power 3: A flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods*, 39, 175-191. <https://doi.org/10.3758/BF03193146>

Feng, D., Malleret, L., Chiavassa, G., Boutin, O., & Soric, A. (2020). Biodegradation capabilities of acclimated activated sludge towards glyphosate: Experimental study and kinetic mode. *Biochemical Engineering Journal*, 161, 107643. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107643>

Fernández, C. (2007). Tratamientos de depuración de aguas residuales contaminadas con pesticidas. *Revista Vector Plus*, 29(1), 78–87. <http://hdl.handle.net/10553/6652>

- Fernández, C., Labrador, H., Mendoza, K., Aponte, L. & Medina, L. (2012). Biodegradación de compuestos recalcitrantes provenientes de crudos extrapesados aplicando técnicas de biorremediación. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad de Zulia*, 35(3), 215-223. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702012000300001&lng=es&tlng=es.
- Filote, C., Rosca, M., Hilhor, R., Cozma, P., Simion, I., Apostol, M., & Gavrilescu, M. (2021). Sustainable Application of Biosorption and Bioaccumulation of Persistent Pollutants in Wastewater Treatment: Current Practice. *Processes*, 9(10), 1696. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/pr9101696>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2020). *Food and agriculture data*. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP/visualize>
- Fritz, C., Morris, P., & Richler, J. (2012). Effect size estimates: Current use, calculations, and interpretation. *Journal of Experimental Psychology*, 141(1), 2–18. <https://doi.org/https://psycnet.apa.org/doi/10.1037/a0024338>
- Galinha, C., Sanches, S., & Crespo, J. (2018). Membrane bioreactors. En P. Luis (Ed.), *Fundamental Modelling of Membrane Systems* (pp. 209–249). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813483-2.00006-X>.
- García, A. (2008). *Aumento de la biodegradabilidad y eliminación de plaguicidas en efluentes acuosos mediante métodos de oxidación avanzada (Fotocatálisis solar)* [Universidad Politécnica de Valencia]. <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/2928/tesisUPV2876.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- García, C., Gortáez, P., & Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción. *Revista Química Viva*, 10(2), 96–105. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86319141004>
- García, O. (2016). *Hierro soportado en sólidos como fuente de hierro para el proceso fenton*,

electro-fenton y foto electrofenton: ¿una verdadera generación heterogénea del reactivo fenton o simplemente un proceso homogéneo? [Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica].
<https://cideteq.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1021/357/1/>

George, L., Ma, L., & Zhang, W. (2023). Parametric modelling and analysis to optimize adsorption of Atrazine by MgO/Fe₃O₄-synthesized porous carbons in water environment. *Environmental Science Europe*, 35(1), 21. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/s12302-023-00725-4>

Georgin, J., Pinto, D., Franco, D., Netto, M., Lazarotto, J., Allasia, D., Tassi, M., Silva, L., & Dotto, G. (2022). Improved Adsorption of the Toxic Herbicide Diuron Using Activated Carbon Obtained from Residual Cassava Biomass (*Manihot esculenta*). *Molecules*, 27(21), 7574. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/molecules27217574>

Ghazi, S., Zabermawi, N & Bestawy, E. (2023). Biodegradation of atrazine using selected marine bacteria: Possibilities for treating pesticide - contaminated wastewater. *Journal of King Saud University - Science*, 35(6), 102721. <https://doi.org/https://doi.org/10.1081/PFC-100103571>

Ghosh, P., Bandyopadhyay, M., & Philip, L. (2001). Anaerobic treatment of atrazine bearing wastewater. *Journal of Environmental Science and Health*, 36(3), 301-316. <https://doi.org/https://doi.org/10.1081/PFC-100103571>

Ghoshdastidar, A., & Tong, A. (2013). Treatment of 2,4-D, mecoprop, and dicamba using membrane bioreactor technology. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 5188-5197. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-013-1498-z>

González, A., Gallego, A., Gemini, V., Papalia, M., Radice, M., & Gutkiind, G. (2012). Degradation and detoxification of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) by an indigenous *Delftia* sp. strain in batch and continuous systems. *Biodegradation*, 66(1), 8-13. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2011.09.010>

- González, P. (2019). Efecto de los plaguicidas sobre la salud humana: exposición e impactos. *Revista cubana de higiene y epidemiología*, 52(3), 372-387. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032014000300010&lng=es&tlng=es.
- Grant, M., & Booth, A. (2009). A typology of reviews an analysis of 14 review types and associated methodologies. *Health Information & Libraries Journal*, 26(2), 91–108. <https://doi.org/10.1111/j.1471-1842.2009.00848.x>
- Groso, G. (1997). El carbón activado granular en el tratamiento del agua. *Aconcagua ediciones y publicaciones*. Madrid.
- Guelfi, D., Brillas, E., Gozzi, F., Machulek, A., Oliviera, S., & Sirés, I. (2019). Influence of electrolysis conditions on the treatment of herbicide bentazon using artificial UVA radiation and sunlight. Identification of oxidation products. *Journal of Environmental Management*, 231, 213-221. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.029>
- Guo, L., Qiu, Y., Zhang, G., Zheng, G., Lam, P., & Li, X. (2008). Levels and bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fishes from the Pearl River estuary and Daya Bay, South China. *Environmental Pollution*, 152(3), 604–611. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.067>
- Guzmán, C., Del Ángel, G., Gómez, R., Galindo, F., & Ángeles, C. (2011). Degradation of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid over Au/TiO₂–CeO₂ photocatalysts: Effect of the CeO₂ content on the photoactivity. *Catalysis Today*, 166(1), 146-151. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2010.09.009>
- Hameed, B., Salman, J., & Ahmad, A. (2009). Adsorption isotherm and kinetic modeling of 2,4-D pesticide on activated carbon derived from date stones. *Journal of Hazardous Materials*, 163(1), 121-126. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.069>
- Hamous, A., Khenifi, A., Orts, F., Bonastre, J., & Cases, F. (2022). On the behaviour of Atrazine removal from water using fabrics as anodes and cathodes. *Chemosphere*, 291(1),

132738. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132738>

Hassan, S., Ghouti, M., Dieyeh, M., & McKay, G. (2020). Novel bioadsorbents based on date pits for organophosphorus pesticide remediation from water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(1), 103593. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103593>

Heck, M., Sifuentes, J., Bogusz, S., Costabeber, I., & Emanuelli, T. (2007). Estimation of children exposure to organochlorine compounds through milk in Rio Grande do Sul, Brazil. *Food Chemistry*, 102(1), 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.05.019>

Higgins, J., & Green, S. (2008). *Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions*. The Cochrane Collaboration and John Wiley & Sons Ltd. <https://www.radioterapiaitalia.it/wp-content/uploads/2017/01/cochrane-handbook-for-systematic-reviews-of-interventions.pdf>

Hu, Y., Xiao, R., Kuang, B., Hu, Y., Wang, Y., Bai, J., & Wang, C. (2022). Application of Modified Biochar in the Treatment of Pesticide Wastewater by Constructed Wetland. *Water*, 14(23), 3889. <https://doi.org/10.3390/w14233889>

Hua, S., Gong, J., Zeng, G., Yao, F., Guo, M., & Ou, X. (2017). Remediation of organochlorine pesticides contaminated lake sediment using activated carbon and carbon nanotubes. *Chemosphere*, 177, 65-67. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.133>

Humbert, H., Gallard, H., Suty, H., & Croué, J. (2007). Natural organic matter (NOM) and pesticides removal using a combination of ion exchange resin and powdered activated carbon (PAC). *Water Research*, 42(6-7), 1635-1643. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.012>

Ichiro, K., Takagi, K., & Ryuichiro, K. (2011). Degradation of endosulfan and endosulfan sulfate by white-rot fungus *Trametes hirsuta*. *Journal of Wood Science*, 57, 317-322. <https://doi.org/10.1007/s10086-011-1176-z>

Instituto Regional de Estudios de Sustancias Tóxicas (IRET) de la Universidad Nacional de

- Costa Rica. (2023). Base de datos de ingredientes activos de plaguicidas de la Universidad Nacional de Centroamérica. En *Manual de Plaguicidas de Centroamérica* (2023a ed.). <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu>
- Ioannidis, J. (2008). Interpretation of tests of heterogeneity and bias in meta-analysis. *Journal of Evaluation in Clinical Practice*, 14(5), 951-957. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2753.2008.00986.x>
- Izurieta, R., Campaña, A., Calles, J., Estévez, E., & Ochoa, T. (2019). Calidad del agua en Ecuador. *Calidad del Agua en las Américas*, 283–306. https://www.researchgate.net/profile/Diego-Chalarca-Rodriguez/publication/335686525_Calidad_del_agua_en_Colombia/links/5d74ff734585151ee4a69aeb/Calidad-del-agua-en-Colombia.pdf#page=285
- Jáquez, S., González, L., Iirigoyén, R., & Ortega, V. (2013). *Comportamiento de plaguicidas persistentes en el ambiente* [Instituto Politécnico Nacional de México]. <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/16959>
- Jiang, Z., Zhang, X., Wang, Z., Cao, B., & Deng, S. (2019). Enhanced biodegradation of atrazine by *Arthrobacter* sp. DNS10 during co-culture with a phosphorus solubilizing bacteria: *Enterobacter* sp. P1. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172, 159-166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.070>
- Jilani, S. (2013). Comparative assessment of growth and biodegradation potential of soil isolate in the presence of pesticides. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 20(3), 257-264. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2013.02.007>
- Johnson, R. & Kuby, P. (2012). *Estadística Elemental*. Cengage Learning Editores. (11^a ed.). [https://www.google.com/url?sa=i&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=0CDYQw7AJahcKEwiw45_EwuqAAxUAAAAAHQAAAAAQAw&url=https%3A%2F%2Fs2f72b13f64f44b23.jimcontent.com%2Fdownload%2Fversion%2F1571924550%](https://www.google.com/url?sa=i&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=0CDYQw7AJahcKEwiw45_EwuqAAxUAAAAAHQAAAAAQAw&url=https%3A%2F%2Fs2f72b13f64f44b23.jimcontent.com%2Fdownload%2Fversion%2F1571924550%2F)

2Fmodule%2F14467158930%2Fname%2Festadística%2520Elemental%2520-%2520Johnson%2520Kuby%252011ed%2520%25281%2529.pdf&psig=AOvVaw3xOtWDn65K9sYehShlxdQe&ust=1692596250249693&opi=89978449

Kang, Z., Yang, Y., Wang, C., Kang, Y., Wang, T., Zhu, G., Han, X & Yu, H. (2023). Atrazine decontamination by a newly screened psychrotroph *Paenarthrobacter* sp. KN0901 in an aquatic system: Metabolic pathway, kinetics, and hydroponics experiment. *Journal of Hazardous Materials*, 457, 131764. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131764>

Klamerth, N., Malato, S., Agüera, A., Fernández, A., & Mailhot, G. (2012). Treatment of Municipal Wastewater Treatment Plant Effluents with Modified Photo-Fenton As a Tertiary Treatment for the Degradation of Micro Pollutants and Disinfection. *Environmental Science & Technology*, 46(5), 2885-2892. <https://doi.org/10.1021/es204112d>

Komtchou, S., Dirany, A., Drogui, P., Robert, D., & Lafrance, P. (2017). Removal of atrazine and its by-products from water using electrochemical advanced oxidation processes. *Water Research*, 125, 91-103. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.036>

Konradt, N., Kuhlen, J., Rohns, H., Schmitt, B., Fischer, U., & Binder, T. (2021). Removal of Trace Organic Contaminants by Parallel Operation of Reverse Osmosis and Granular Activated Carbon for Drinking Water Treatment. *Membranes*, 11(1), 33. <https://doi.org/10.3390/membranes11010033>

Leyva, J., Bastidas, I., & Bejarano, J. (2014). Uso de plaguicidas en un valle agrícola tecnificado en el noroeste de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 247–261. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.043>

Liu, Y., Ji, X., Wang, Y., Zhang, Y., Zhang, Y., Li, W., Yuan, J., Ma, D., Sun, H., & Duan, J. (2023). A Stable Fe-Zn Modified Sludge-Derived Biochar for Diuron Removal: Kinetics, Isotherms, Mechanism, and Practical Research. *Molecules*, 28(6), 2868. <https://doi.org/https://www.mdpi.com/1420-3049/28/6/2868#>

Liu, Y., Li, M., Wu, J., Liu, W., Li, Y., Zhao, F., & Tan, H. (2023). Characterization and novel

- pathway of atrazine catabolism by *Agrobacterium rhizogenes* AT13 and its potential for environmental bioremediation. *Chemosphere*, 319, 137980.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137980>
- Man, Y., Sun, T., Wu, C., Liu, X., & He, M. (2023). Evaluating the Impact of Individual and Combined Toxicity of Imidacloprid, Cycloxyprid, and Tebuconazole on *Daphnia magna*. *Toxics*, 11(5), 428. <https://doi.org/10.3390/toxics11050428>
- Manual Técnico Andino para el Registro y Control de Plaguicidas Químicos de Uso Agrícola. (2019).
<https://www.comunidadandina.org/DocOficialesFiles/resoluciones/RESOLUCION2075.pdf>
- Mañas, F., Peralta, L., Gorla, N., Bosch, B., & Aiassa, D. (2009). Aberraciones cromosómicas en trabajadores rurales de la Provincia de Córdoba expuestos a plaguicidas. *Journal of basic and applied genetics*, 20(1).
http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-62332009000100002&lng=es&nrm=iso
- Martwong, E., Sukhawipat, N., & Junthip, J. (2022). Adsorption of Cationic Pollutants from Water by Cotton Rope Coated with Cyclodextrin Polymers. *Polymers*, 14(12), 2312.
<https://doi.org/10.3390/polym14122312>
- Matamoros, V., Gutiérrez, R., Ferrer, U., García, J., & Bayona, J. (2015). Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale study. *Journal of Hazardous Materials*, 288, 34-42.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002>
- Meijide, C., Sanromán, M., & Pazos, M. (2016). Chestnut shells to mitigate pesticide contamination. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*.
<https://doi.org/10.1016/j.jtice.2015.11.026>
- Meseguer, S., Torres, S., Gómez, C., & Herrero, J. (2022). Magnetic molecularly imprinted

- polymer for the simultaneous selective extraction of phenoxy acid herbicides from environmental water samples. *Talanta*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2021.123082>
- Ministerio de Agricultura de Chile. (2022). *Fichas técnicas de productos agroquímicos*. <https://www.sag.gob.cl/tipo-de-publicacion/fichas-tecnicas>
- Mishra, P., Pandey, C., Singh, U., Gupta, A., Sahu, C., & Keshri, A. (2019). Descriptive Statistics and Normality Tests for Statistical Data. *Annals of Cardiac Anaesthesia*, 22(1), 67–72. https://doi.org/https://doi.org/10.4103%2Faca.ACA_157_18
- Molina, M., Ochoa, C., & Ortega, E. (2020). Comparación de dos medias. Pruebas de la t de Student. *Revista Evidencias en Pediatría*, 16(4), 51. <https://doi.org/https://evidenciasenpediatria.es/articulo.php?lang=es&id=7699>
- Momeni, H., & Moussavi, G. (2020). Advanced biodegradation process of atrazine in the peroxidase-mediated sequencing batch reactor (SBR) and moving-bed SBR (MSBR): mineralization and detoxification. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18, 433-439. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00471-2>
- Montalván, A., Desdín, L., Peláez, E., Brigido, O., & Sananastacio, I. (2019). Estado actual en el desarrollo de reactores fotocatalíticos de membranas, para el tratamiento de contaminantes orgánicos persistentes en el agua y las aguas residuales. *Tecnología Química*, 39(2), 421–443.
- Moore, M., Locke, M., & Kröger, R. (2017). Mitigation of atrazine, S-metolachlor, and diazinon using common emergent aquatic vegetation. *Journal of Environmental Sciences*, 60(5), 715-719. <https://doi.org/10.1002/jps.2600600511>
- Moore, M., Schulz, R., Cooper, C., Smith, S & Rodgers, S. (2002). Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere*. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00189-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00189-8)
- Mora, J., Silva, A., & Escobar, N. (2019). *Bioindicadores en suelos y abonos orgánicos* (Sello

Editorial Universidad de Tolima (ed.); Primera).

- Morillo, E., Perez, L., Rodriguez, P., & Maqueda, C. (2018). Interaction of aminotriazole with montmorillonite and Mg-vermiculite at pH 4. *Clay Minerals*, 32(2), 307-313. <https://doi.org/10.1180/claymin.1997.032.2.11>
- Morin, S., Coquillé, N., Eon, M., Budzinski, H., Paranti, E., & Stachowski, S. (2021). Dissolved organic matter modulates the impact of herbicides on a freshwater alga: A laboratory study of a three-way interaction. *Science of the Total Environment*, 782, 146881. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146881>
- Mukherjee, A., Mehta, R., & Kumar, R. (2020). Removal of multiple pesticide residues from water by low-pressure thin-film composite membrane. *Applied Water Science*, 10, 244. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01315-y>
- Muñoz, J., & Ramos, M. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 24(1), 49–66. <http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v24n1/v24n1a03.pdf>
- Mustafa, H., & Hayder, H. (2021). Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(1), 355–365. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>
- Narváez, J., Palacio, J., & Molina, F. (2012). Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Revista Gestión y Ambiente*, 15(3), 27–37.
- Nasiri, M., Ahmadzadeh, H., & Amiri, A. (2022). Biodegradation and metabolic fate of organophosphorus pesticides in well water using *Dunaliella salina*. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20, 981-992 . <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04620-y>
- Navarro, S., & Barba, A. (1996). *Comportamiento de los plaguicidas en el medio ambiente*. https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/hojas/hd_1995_09.pdf

- Nayak, B., & Hazra, A. (2011). How to choose the right statistical test? *Indian Journal Ophthalmology*, 59(2), 85–86. <https://doi.org/10.4103%2F0301-4738.77005>
- Netto, M., Georjina, J., & Franco, D. (2022). Effective adsorptive removal of atrazine herbicide in river waters by a novel hydrochar derived from *Prunus serrulata* bark. *Environmental Science Pollution*, 29(1), 3672–3685. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15366-4>
- Nguyen, L., Hai, F., Yang, S., Kang, J., & Leusch, F. (2014). Removal of pharmaceuticals, steroid hormones, phytoestrogens, UV-filters, industrial chemicals and pesticides by *Trametes versicolor*: Role of biosorption and biodegradation. *International Biodeterioration & Biodegradation*. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.12.017>
- Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua (2015)*. Recuperado de: <https://maeorellana.files.wordpress.com/2015/11/anexo-1-agua.pdf>
- Oller, I. (2008). *Depuración de aguas residuales contaminadas con tóxicos persistentes mediante combinación de fotocatalisis solar y oxidación biológica* [Universidad de Almería]. [https://www.psa.es/en/units/stw/docs/Tesis Isabel Oller.pdf](https://www.psa.es/en/units/stw/docs/Tesis%20Isabel%20Oller.pdf)
- Pardal Refoyo, J., & Pardal Pelaez, B. (2020). Anotaciones para realizar una revisión sistemática. *Revista ORL*, 11(2), 155–160. <https://doi.org/10.14201/orl.22882>
- Pauta, G. (2014). *Estudio integral de la calidad del agua del Río Burgay y evaluación del riesgo toxicológico por la probable presencia de plaguicidas* [Universidad de Cuenca]. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/19831>
- Pérez, L., Aatik, A., Aliste, M., Hernández, V., Fenoll, J., & Navarro, S. (2022). Reclamation of aqueous waste solutions polluted with pharmaceutical and pesticide residues by biological-photocatalytic (solar) coupling in situ for agricultural reuse. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.137616>
- Pérez, Y., García, D., & Jauregui, U. (2022). Humedales construidos como alternativa de tratamiento de aguas residuales en zonas urbanas: una revisión. *Ecosistemas*, 31(1), 2279. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2279>

- Petrović, M., Gonzalez, S., & Barceló, D. (2003). Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(03\)01105-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0165-9936(03)01105-1)
- Rainforest Alliance. (2022). *Política de Uso Excepcional de Agroquímicos de la Rainforest Alliance*. <https://www.rainforest-alliance.org/es/business-es/certificacion/politica-de-uso-excepcional/>
- Raschitor, A., Llanos, J., & Cañizares, P. (2019). Combined electrochemical processes for the efficient degradation of non-polar organochlorine pesticides. *Environmental Management*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109289>
- Ravelo, L. (2011). *Metodologías analíticas alternativas para la determinación de plaguicidas en aguas y productos agroalimentarios* [Universidad de la Laguna]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=37822>
- Rodríguez, A., Matamoros, V., Fontàs, C., & Salvadó, V. (2014). The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-013-2448-5>
- Rodriguez, S., Ricart, M., Schulmeyer, M., Guasch, H., Bonnineau, C., & Proia, L. (2015). Pharmaceuticals and pesticides in reclaimed water: Efficiency assessment of a microfiltration–reverse osmosis (MF–RO) pilot plant. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.015>
- Ryu, H., Han, H., Park, J., & Kim, Y. (2022). Sustainable Proposal for Regulating Organophosphate Pesticides in Wastewater Treatment Plants in South Korea. *Sustainability*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su141911979>
- Saini, R., & Kumar, P. (2016). Optimization of chlorpyrifos degradation by Fenton oxidation using CCD and ANFIS computing technique. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.06.003>

- Salamanca, G., & Pedraza, X. (2020). Efecto de los agroquímicos en la salud y medio ambiente. *Revista Agroquímicos en Salud Pública y Medio Ambiente*.
<https://doi.org/10.22490/21456453.2098>
- Salman, J., & Hameed, B. (2010). Effect of preparation conditions of oil palm fronds activated carbon on adsorption of bentazon from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.139>
- Sánchez, J., & Botella, J. (2010). Revisiones Sistemáticas Y Meta-Análisis: Herramientas Para La Práctica Profesional*. *Revista Papeles del Psicólogo*, 31(1), 7–17.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=77812441002>
- Sarria, R., Gallo, J., & Pérez, E. (2020). Tecnologías de remoción de plaguicidas presentes en aguas. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 12(1), 215–229.
<https://doi.org/10.46571/JCI.2020.1.19>
- Sathishkumar, M., Choi, J., Ku, C., Vijayaraghavan, K., & Binupriya, A. (2008). Carbaryl Sorption by Porogen-Treated Banana Pith Carbon. *Adsorption Science & Technology*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1260/026361708788251367>
- Schoijet, M. (2011). La problemática de los plaguicidas químicos: elementos históricos y actuales. *Revista de la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco*, 10(2), 53–68.
<https://saludproblemaojs.xoc.uam.mx/index.php/saludproblema/article/view/244/244>
- Sedlazeck, K., Vollprecht, D., Muller, P., Mischitz, R., Gill, J., & Trois, W. (2019). Decomposition of dissolved organic contaminants by combining a boron-doped diamond electrode, zero-valent iron and ultraviolet radiation. *Chemosphere*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.043>
- Shawaqfeh, A. (2010). Removal of Pesticides from Water Using Anaerobic-Aerobic Biological Treatment. *Chinese Journal of Chemical Engineering*. [https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(10\)60274-1](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(10)60274-1)
- Solés, C., Vélez, C., & Ramírez, J. (2017). Tecnología de membranas: Ultrafiltración. *Entre*

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-83672017000200026

Thind, P., Kumari, D., & John, S. (2018). TiO₂/H₂O₂ mediated UV photocatalysis of Chlorpyrifos: Optimization of process parameters using response surface methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.031>

Töre, G., Meriç, S., Giusy, L., & Feo, G. (2012). Removal of Trace Pollutants from Wastewater in Constructed Wetlands. *Emerging Compounds Removal from Wastewater*, 39-58.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-3916-1_3

Torri, S. (2015). Dinámica de los plaguicidas en los agroecosistemas. *International Journal of Fitoremediation*.
https://www.researchgate.net/publication/305905415_Dinamica_de_los_plaguicidas_en_los_agroecosistemas

Tripathy, A., More, R., Gupta, S & Samuel, J. (2021). Present and future prospect of algae: a potential candidate for sustainable pollution mitigation. *The Open Biotechnology Journal*.
<http://dx.doi.org/10.2174/1874070702115010142>

Valentine, J., Pigott, T., & Rothstein, H. (2010). How Many Studies Do You Need?: A Primer on Statistical Power for Meta-Analysis. *Journal of Educational and Behavioral Statistics*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.3102/1076998609346961>

Vásquez, E., Trapote, A., & Prats, D. (2018). Eliminación de pesticidas mediante un biorreactor de membrana y dos tiempos diferentes de retención celular. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5). <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-05-08>

Vieira, D., Gozzi, F., Sirés, F., Brillas, E., & Machulek, A. (2016). Degradation of the insecticide propoxur by electrochemical advanced oxidation processes using a boron-doped diamond/air-diffusion cell. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 6083-6095. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6416-8>

- Wang, Y., Tiain, Y., Gao, J., Xu, J., Li, Z., Fu, X., & Han, H. (2023). Complete biodegradation of the oldest organic herbicide 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid by engineering *Escherichia coli*. *Materials*, *451*, 131099. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131099>
- Zablotowicz, R., Schrader, K. & Locke, M. (2008). Algal transformation of fluometuron and atrazine by N-dealkylation. *Environmental Science and Health*, *33*(5), 511-528. <https://doi.org/10.1080/03601239809373160>
- Zalakain, G., & Manterola, G. (2011). Procesos avanzados de biomasa fija sobre lecho móvil para el tratamiento de aguas residuales en la Industria Farmacéutica. *Revista FarmaEspaña Industrial*, *11*(2), 60–62. <https://www.farmaindustrial.com/require/archivos/articulos/descarga/elye7DnQpTUmGrzy7MQTLcqm7.pdf>
- Zhang, Y., Cao, B., Zhao, L., Sun, L., Gao, Y., Li, J., & Yang, F. (2017). Biochar-supported reduced graphene oxide composite for adsorption and coadsorption of atrazine and lead ions, *427*(A), 147-155. *Applied Surface Science*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.07.237>
- Zhang, Z., Wang, F., Wang, C., & Wang, P. (2023). Efficient atrazine degradation via photoactivated SR-AOP over S-BUC-21(Fe): The formation and contribution of different reactive oxygen species. *Separation and Purification Technology*, *307*, 122864. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.1228>
- Zuhra, G., Moghal, M., Memon, J., Memon, N. & Bhangar, M. (2014). Adsorption of Selected Pesticides from Aqueous Solutions Using Cost effective Walnut Shells. *Journal of Engineering* *4*(10), 43-56.

9. ANEXOS

ANEXO I. Base de datos de estudios primarios clasificado según el tipo de tratamiento

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	Nombre del principio activo pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)
FÍSICO-QUÍMICOS	Adsorción	Atrazina	Moderada	Moderada	(Hu et al., 2022)	70,0
		Paraquat	Nula	Moderada	(Martwong et al., 2022)	91,3
		Tiodicarb	Nula	Alta	(Bai et al., 2022)	81,2
		Hexaclorociclohexano (HCH)	Nula	Moderada	(Hua et al., 2017)	97,0
			Nula	Moderada		75,0
		Clorpirifós	Moderada	Alta	(Fang et al., 2021)	96,6
		Bifentrina	Moderada	Alta	(Abdi et al., 2020)	76,0
		Aminotriazol	Moderada	Moderada	(Morillo et al., 2018)	91,0
		Atrazina	Moderada	Moderada	(Humbert et al., 2007)	85,0
		Isoproturón	Alta	Moderada		95,0

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	Nombre del principio activo pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)
FÍSICO-QUÍMICOS	Nanofiltración	Malatión	No	Alta	(Mukherjee et al., 2020)	55,5
		Ácido 2,4-diclorofenoxiacético	Moderada	Baja	(Boumaraf et al., 2022)	97,0
		Endosulfán	Moderada	Moderada	(Mukherjee et al., 2020)	99,8
		Cipermetrina	No	Alta		84,3
		Carbaril	No	Alta		86,4
		Atrazina	Moderada	Moderada		92,8
		Alaclor	Nula	Moderada		86,2
		Hexaconazol	Alta	Moderada		79,4
		Metalaxil	Moderada	Moderada		85,6
	Ósmosis inversa	Isoproturón	Alta	Moderada		(Konradt et al., 2021)

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	Nombre del principio activo pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)
FÍSICO-QUÍMICOS	Ósmosis inversa	Diazinón	Moderada	Alta	(Rodriguez et al., 2015)	85,0
		Linurón	Alta	Moderada		98,0
		MCPA	No	Baja		71,0
		Mecoprop	No	Baja		49,0
		Terbutilazina	Moderada	Moderada		96,0
		Irgarol	Moderada	Moderada	(Ates et al., 2023)	98,3
		Flutriafol	Alta	Moderada		99,9
		Dicofol	Nula	Moderada		99,1
	Fotocatálisis solar	Atrazina	Moderada	Moderada	(L. Pérez et al., 2022)	98,2
		Simazina	Moderada	Moderada		98,9
		Terbutilazina	Moderada	Moderada		98,8

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	Nombre del principio activo pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)
FÍSICO-QUÍMICOS	Fotocatálisis solar	Terbutryn	Moderada	Moderada	(L. Pérez et al., 2022)	98,2
		Imidacloprid	Moderada	Moderada		98,8
		Tiacloprid	Moderada	Moderada		97,9
		Diurón	Moderada	Moderada		96,0
		Isoproturón	Alta	Moderada		83,6
		Diazinón	No	Alta	(Berberidou et al., 2022)	96,0
		Clopyralid	Moderada	Moderada		86,0
		Clopyralid	Moderada	Moderada	(Sedlazeck et al., 2019)	87,0
		Atrazina	Moderada	Moderada	(Klamerth et al., 2012)	70,0
	Foto-Electro-fenton	Atrazina	Moderada	Moderada	(Komtchou et al., 2017)	96,0
			Moderada	Moderada	(Hamous et al., 2022)	99,8
			Moderada	Moderada	(Borràs et al., 2010)	90,0

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento		Nombre del principio activo pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)
FÍSICO-QUÍMICOS	Foto-Electro-fenton		Acetamiprid	Nula	Moderada	(Dolatabadi et al., 2022)	99,0
			Triclopir	No	Alta	(Da Costa et al., 2020)	98,0
			Oxifluorfen	No	Alta	(Raschitor et al., 2019)	94,8
			Bentazona	Moderada	Baja	(Guelfi et al., 2019)	63,2
			Propoxur	Moderada	Moderada	(Vieira et al., 2016)	99,0
BIOLÓGICOS	Con microorganismos	Lodos activados	Oxifluorfen	No	Alta	(Carboneras et al., 2018)	80,0
			Glifosato	No	Baja	(Feng et al., 2020)	60,0
			Diazinón	Moderada	Alta	(Ryu et al., 2022)	98,0
			Cipermetrina	No	Alta	(Jilani, 2013)	88,0
			Ácido 2,4-diclorofenoxiacético	Moderada	Baja	(Petrović et al., 2003)	99,0
			Mecoprop	No	Baja		99,0

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	Nombre del principio activo pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)	
BIOLÓGICOS	Con microorganismos	Reactores biológicos de membrana (MBR)	Atrazina	Moderada	Moderada	(Vásquez et al., 2018)	77,6
			Simazina	Moderada	Moderada		76,1
			Terbutilazina	Moderada	Moderada		82,3
			Linurón	Alta	Moderada		82,1
			Alaclor	Nula	Moderada		98,4
			Endosulfán	Moderada	Moderada		99,0
			Ácido 2,4-diclorofenoxiacético	Moderada	Baja	(Ghoshdastidar & Tong, 2013)	99,0
		Reactor de biofilm de lecho móvil (MBBR)	Diazinón	No	Alta	(Almasi et al., 2019)	97,7
				No	Alta	(Bouteh et al., 2021)	70,0
				No	Alta		55,0
			Atrazina	Moderada	Moderada	(Momeni & Moussavi, 2020)	97,7
				Moderada	Moderada	(Derakhshan et al., 2018)	74,8

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	Nombre del principio activo pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)	
BIOLÓGICOS	Con microorganismos	Reactor de biofilm de lecho móvil	Atrazina	Moderada	Moderada	(Accinelli et al., 2012)	65,0
			Atrazina	Moderada	Moderada	(Derakhshan et al., 2018)	83,6
			Mecoprop	No	Baja	(Casas et al., 2017)	47,0
		Bioreactor secuencial por lotes (SBR)	Atrazina	Moderada	Moderada	(Momeni & Moussavi, 2020)	87,3
				Moderada	Moderada	(Ghosh et al., 2001)	61,8
			Ácido 2,4-diclorofenoxiacético	Moderada	Baja	(Celis et al., 2008)	93,0
		Bioremediación microbiana	Endosulfán	Moderada	Moderada	(Aguilar et al., 2014)	94,9
				Moderada	Moderada	(Ichiro et al., 2011)	95,0
				Moderada	Moderada	(Dave & Dikshit, 2011)	90,4
			Bentazona	Moderada	Baja	(Barba et al., 2019)	98,0
			Atrazina	Moderada	Moderada	(Baghapour et al., 2013)	97,9
			Triadimenol	Moderada	Moderada	(Shawaqfeh, 2010)	96,0

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento		Nombre del principio activo del pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)
BIOLÓGICOS	Con plantas	Fitoremediación	Dinotefurano	Alta	Baja	(Cai et al., 2022)	92,2
			Tiacloprid	Moderada	Moderada		87,8
			Imidaclothiz	Moderada	Moderada		96,4
			Bifentrina	Moderada	Alta	(Tripathy et al., 2021)	99,0
			Atrazina	Moderada	Moderada	(Zablotowicz et al., 1998)	70,0
				Moderada	Moderada	(Matamoros et al., 2015)	85,0
			Ácido 2,4-diclorofenoxiacético	Moderada	Baja		32,0
			Diazinón	Moderada	Alta	(Rodríguez et al., 2014)	63,0
			Diazinón	Moderada	Alta	(Moore et al., 2017)	55,0
			Clorpirifós	Moderada	Alta	(Moore et al., 2002)	98,0
			Atrazina	Moderada	Moderada	(Moore et al., 2017)	53,0
			Metolaclor	Moderada	Moderada		54,0

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento		Nombre del principio activo del pesticida	Persistencia en agua	Toxicidad aguda en microorganismos acuáticos (mg/L)	Cita bibliográfica	Eficiencia de remoción (%)
BIOLÓGICOS	Con plantas	Humedales artificiales	Mecoprop	No	Baja	(Töre et al., 2012)	85,0
			MCPA	No	Baja		86,0
			Terbutilazina	Moderada	Moderada		80,0
	Con biomasa	Bioadsorción	Profenofos	Nula	Moderada	(Hassan et al., 2020)	98,0
			Clorpirifós	Moderada	Alta	(Memon et al., 2014)	99,0
			Bifentrina	Moderada	Alta	(Domingues et al., 2005)	80,0
			Atrazina	Moderada	Moderada	(Nguyen et al., 2014)	96,0
			Ácido 2.4-diclorofenoxiacético	Moderada	Baja	(Hameed et al., 2009)	91,8
			Bentazona	Moderada	Baja	(Salman & Hameed, 2010)	99,9
			Metalaxil	Moderada	Moderada	(Sathishkumar et al., 2008)	97,0
			Imidaclothiz	Moderada	Moderada	(Mejjide et al., 2016)	85,0

ANEXO II

Ejemplo de cálculo de naturaleza del grupo de pesticidas de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos realizado en SPSS 29.1.0.1

The screenshot shows the SPSS interface with a data editor on the left and a results viewer on the right. The data editor displays the variable 'Baja_toxicidad' with values ranging from 36.00 to 99.00. The results viewer shows the output of normality tests for the 'Baja' group.

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Baja	,205	13	,137	,841	13	,022

a. Corrección de significación de Lilliefors

ANEXO III

Cálculo de análisis de diferencia de medias para el grupo de pesticidas de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos realizado en SPSS 29.0.1.0.

The screenshot shows the SPSS results viewer displaying the output of a Mann-Whitney U test for the 'baja' group. The test compares the ranks of two pesticide treatment groups: 'Tratamientos fisico-químicos' and 'Tratamientos biológicos'.

Pruebas NPar

[ConjuntoDatos0]

Prueba de Mann-Whitney

Rangos

Tipo_pesticida	N	Rango promedio	Suma de rangos
baja Tratamientos fisico-químicos	5	6,40	32,00
Tratamientos biológicos	8	7,38	59,00
Total	13		

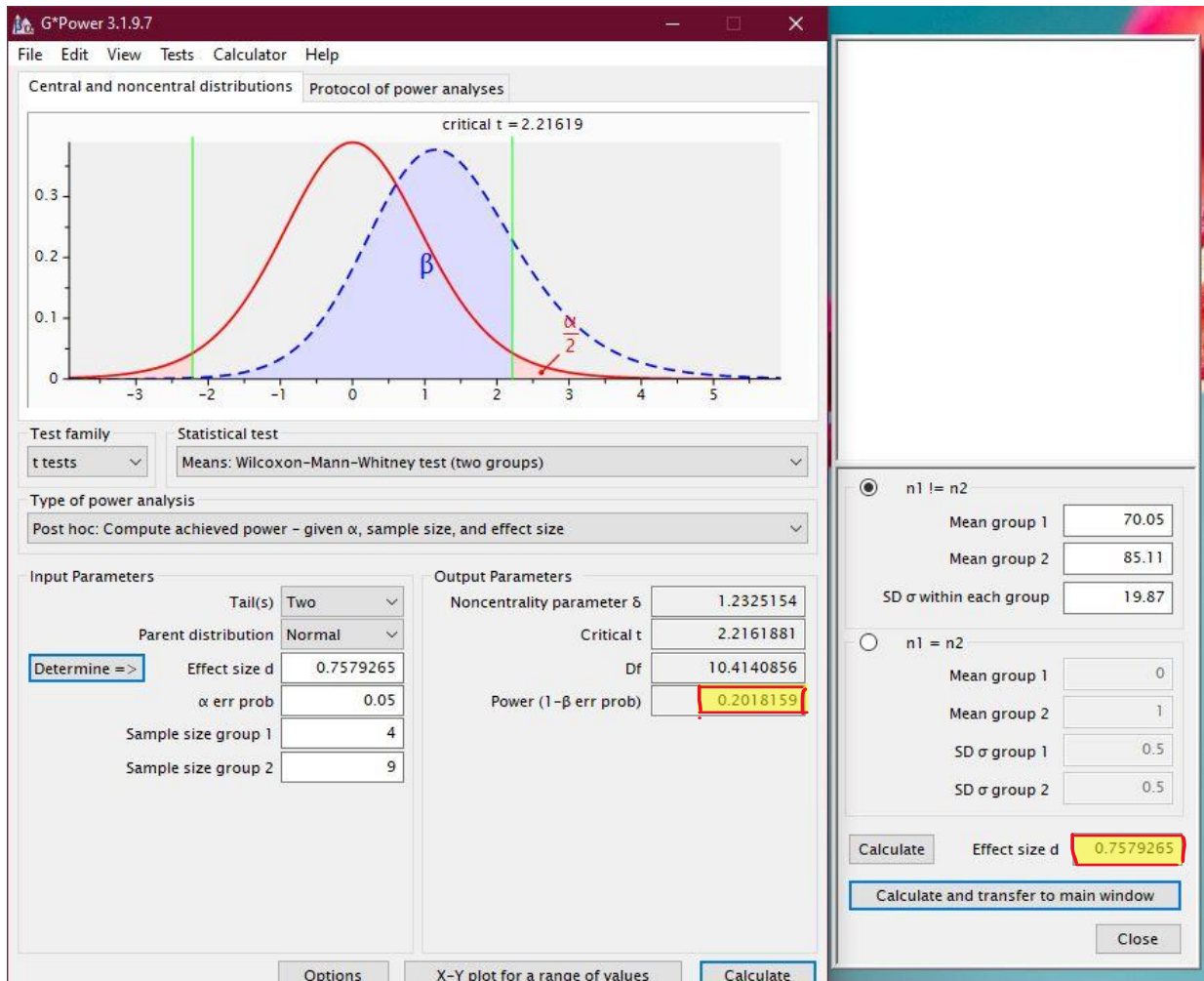
Estadísticos de prueba^a

baja	
U de Mann-Whitney	17,000
W de Wilcoxon	32,000
Z	-,442
Sig. asin. (bilateral)	,659
Significación exacta (2*(sig. unilateral))	,724 ^b

a. Variable de agrupación: Tipo_pesticida
b. No corregido para empates.

ANEXO IV

Ejemplo de cálculo de tamaño de efecto y potencia estadística para pesticidas de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos en G-Power.



ANEXO V

Resultados de la estadística descriptiva de las eficiencias de remoción obtenida para pesticidas de baja persistencia.

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	n	Media	Desviación estándar
Físico-químicos	Fotoelectro fenton	3	97,27	2,20
	Foto fenton	1	96,00	NV
	Adsorción	4	86,13	9,88
	Nanofiltración	4	78,10	15,10
	Ósmosis inversa	3	73,03	25,11
Biológicos	Reactores biológicos de membrana (RBM)	1	98,40	NV
	Bioadsorción	1	98,00	NV
	Lodos activados	5	89,60	15,25
	Humedales superficiales	2	85,50	0,71
	Reactores de biofilm de lecho móvil (RBLM)	2	58,50	16,26

Fuente: Elaboración propia mediante el uso de Excel 2016

ANEXO VI

Resultados de la estadística descriptiva de las eficiencias de remoción obtenida para pesticidas de persistencia moderada

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	n	Media	Desviación estándar
Físico-químicos	Fotocatálisis solar	7	98,11	1,01
	Nanofiltración	4	93,80	6,18
	Ósmosis inversa	3	93,10	7,11
	Fotoelectro fenton	5	89,60	15,25
	Adsorción	5	83,72	10,82
	Fotoelectro fenton	3	81,00	9,54
Biológicos	Lodos activados	2	98,50	0,71
	Bioremediación microbiana	6	95,37	2,78
	Bioadsorción	7	92,67	7,55
	Reactores biológicos de membrana (RBM)	5	86,80	11,37
	Bioreactores secuenciales por lote (BRSL)	3	80,70	16,61
	Humedales	1	80,00	NV
	Reactores de biofilm de lecho móvil (RBLM)	6	78,97	17,38
	Fitorremediación	11	72,11	22,53

Fuente: Elaboración propia mediante el uso de Excel 2016

ANEXO VII

Resultados de la estadística descriptiva de las eficiencias de remoción obtenida para pesticidas de persistencia alta

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	n	Media	Desviación estándar
Físico-químicos	Ósmosis inversa	3	96,30	4,69
	Adsorción	1	95,00	NV
	Fotocatálisis solar	1	83,60	NV
	Nanofiltración	1	79,40	NV
Biológicos	Fitorremediación	1	92,20	NV
	Reactores biológicos de membrana (RBM)	1	82,10	NV

Fuente: Elaboración propia mediante el uso de Excel 2016

ANEXO VIII

Resultados de la estadística descriptiva de las eficiencias de remoción obtenida para pesticidas de baja toxicidad aguda en microorganismos acuáticos

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	n	Media	Desviación estándar
Tratamientos físico-químicos	Nanofiltración	1	97,00	NV
	Fotoelectro fenton	1	63,20	15,56
	Ósmosis inversa	2	60,00	NV
Tratamientos biológicos	Reactores biológicos de membrana (RBM)	1	99,00	16,75
	Bioremediación microbiana	1	98,00	NV
	Bioreactor secuencial por lotes (SBR)	1	93,00	NV
	Lodos activados	3	86,00	22,52
	Humedales artificiales	2	85,50	0,71
	Reactores de biofilm de lecho móvil (RBLM)	1	47,00	NV

Fuente: Elaboración propia mediante el uso de Excel 2016.

ANEXO IX

Resultados de la estadística descriptiva de las eficiencias de remoción obtenida para pesticidas de moderada toxicidad aguda en microorganismos acuáticos

Tipo de Proceso	Tipo de Tratamiento	No de estudios	Media	Desviación Estándar
FISICO QUIMICOS	Ósmosis inversa	6	97,05	7,62
	Foto-Electro-fenton	5	96,76	9,38
	Fotocatálisis solar	8	96,30	1,00
	Nanofiltración	5	88,76	4,76
	Adsorción	7	86,33	6,85
	Foto-Fenton	3	81,00	13,20
BIOLOGICOS	Bioremediación microbiana	5	94,84	13,62
	Bioadsorción	4	94,00	15,15
	Reactores biológicos de membrana (MBR)	6	85,92	10,57
	Reactor de biofilm de lecho móvil (MBBR)	4	80,28	12,89
	Humedales artificiales	1	80,00	0,00
	Bioreactor secuencial por lotes (SBR)	2	74,55	3,25
	Fitoremediación	6	74,37	17,82

Fuente: Elaboración propia mediante el uso de Excel 2016.

ANEXO X

Resultados de la estadística descriptiva de las eficiencias de remoción obtenida para pesticidas de alta toxicidad aguda en microorganismos acuáticos

Tipo de Proceso	Tipo de Tratamiento	No de estudios	Media	Desviación Estándar
FISICO QUIMICOS	Foto-Electro-fenton	2	96,40	1,48
	Foto-Fenton	1	96,00	0,00
	Ósmosis inversa	1	85,00	0,00
	Adsorción	3	84,60	17,27
	Nanofiltración	3	75,40	7,00
BIOLOGICOS	Bioadsorción	2	89,50	5,66
	Lodos activados	3	88,67	5,69
	Fitorremediación	4	78,75	23,04
	Reactor de biofilm de lecho móvil (MBBR)	3	74,23	23,44

Fuente: elaboración propia

ANEXO XI

Resultados de la estadística descriptiva de las eficiencias de remoción obtenida para pesticidas de manera global

Tipo de proceso	Tipo de tratamiento	n	Media	Desviación estándar
Tratamientos físico-químicos	Fotocatálisis solar	8	96,30	5,22
	Fotoelectro fenton	8	92,48	12,25
	Ósmosis inversa	9	87,48	17,18
	Adsorción	10	85,81	9,82
	Nanofiltración	9	85,22	12,89
	Foto fenton	4	84,75	10,81
	Promedio	48	88,67	
Tratamientos biológicos	Biorremediación microbiana	6	95,37	2,78
	Bioadsorción	8	93,34	7,24
	Reactores biológicos de membrana (RBM)	7	87,79	10,54
	Lodos activados	6	87,33	15,41
	Humedales artificiales	3	83,67	3,21
	Bioreactor Secuencial por lotes (SBR)	3	80,70	16,61
	Reactores de biofilm de lecho móvil (RBLM)	8	73,85	18,53
	Fitoremediación	12	73,78	22,25
	Promedio	53	84.48	

Fuente: Elaboración propia.