

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ

FACULTAD DE CIENCIAS E INGENIERÍA



**FACTORES DE CONTAMINACIÓN Y RIESGO ECOLÓGICO
POTENCIAL DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A DERRAMES DE
PETRÓLEO EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS DE LA AMAZONÍA
PERUANA**

Tesis para obtener el título profesional de Ingeniero Civil

AUTOR:

Avelino Camones Kevin Maikol

ASESORES:

Joan Sanchez Matos

Ian Vázquez Rowe

Lima, septiembre, 2024

Informe de Similitud

Yo, Joan Sanchez Matos,

docente de la Facultad de Ciencias e Ingeniería de la Pontificia

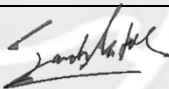
Universidad Católica del Perú, asesor(a) de la tesis/el trabajo de investigación titulado
FACTORES DE CONTAMINACIÓN Y RIESGO ECOLÓGICO POTENCIAL DE
CONTAMINANTES ASOCIADOS A DERRAMES DE PETRÓLEO EN CUENCAS
HIDROGRÁFICAS DE LA AMAZONÍA PERUANA,

del autor: Kevin Maikol Avelino Camones

dejo constancia de lo siguiente:

- El mencionado documento tiene un índice de puntuación de similitud de 12 %. Así lo consigna el reporte de similitud emitido por el software *Turnitin* el 28/09/2024.
- He revisado con detalle dicho reporte y la Tesis o Trabajo de Suficiencia Profesional, y no se advierte indicios de plagio.
- Las citas a otros autores y sus respectivas referencias cumplen con las pautas académicas.

Lugar y fecha: 28 de Setiembre de 2024

Apellidos y nombres del asesor / de la asesora: <u>Sanchez Matos, Joan</u>	
DNI: 47243252	Firma 
ORCID: 0000-0003-1006-6209	

RESUMEN

La Amazonía peruana es una región que contiene grandes cantidades de agua dulce en territorio nacional, además de ser una gran reserva de petróleo. Sin embargo, la constante expansión de la industria petrolera y los eventuales derrames de petróleo que esta contiene, han desatado gran preocupación por la contaminación que genera en los diversos compartimientos ambientales, como es el caso del componente acuático. La presente investigación, tiene como objetivo evaluar el riesgo ecológico potencial y los factores de contaminación en las principales cuencas hidrográficas afectadas por derrames de petróleo dentro de la Amazonía peruana en un horizonte temporal de 12 años (2011-2022). A través de un enfoque cuantitativo - no experimental en conjunto con el tratamiento de información pública obtenida del Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) y el Visor por Cuencas (ANA, 2023), se identificaron inicialmente las cuencas más afectadas por derrames de petróleo suscitados en Loreto, foco de estudio, mediante un proceso de caracterización de derrames de petróleo. Posteriormente, se obtuvieron valores de factores de contaminación (FC) y riesgo ecológico potencial (PERI) a partir de las concentraciones de contaminantes asociados al petróleo como los hidrocarburos totales de petróleo (HTP), aceites y grasas, plomo (Pb) y mercurio (Hg), siendo estos dos últimos los únicos contaminantes a lo que se ha podido asignar valores de PERI acorde a las limitaciones metodológicas planteadas. Los resultados revelaron que las cuencas más afectadas por derrames de petróleo son Pastaza, Tigre, Intercuenca Medio Marañón e Intercuenca Medio-Bajo Marañón, dentro de las cuales el potencial de riesgo ecológico ha sido clasificado en su mayoría como bajo para los metales pesados evaluados (Pb y Hg), pero con factores de contaminación altos para todos los contaminantes, sobre todo considerando la normativa nacional peruana en el cálculo de estos parámetros. Finalmente, estos hallazgos sugieren priorizar una mayor exploración científica direccionada al análisis del componente acuático en la Amazonía peruana afectada por derrames de petróleo; y, por otro lado, plantear estrategias de remediación que permitan contrarrestar el impacto negativo que han generado estos accidentes, considerando principalmente la similitud al entorno amazónico peruano. Para ello, este estudio recomienda la biorremediación como una posible vía de remediación con alto potencial de aplicación debido a su éxito en ambientes amazónicos.

ABSTRACT

The Peruvian Amazon is a region that holds large quantities of freshwater within national territory, in addition to being a significant oil reserve. However, the ongoing expansion of the oil industry and the occasional oil spills it causes have sparked great concern about the pollution it generates in various environmental compartments, particularly the aquatic component. The present study aims to assess the potential ecological risk and contamination factors in the main river basins affected by oil spills within the Peruvian Amazon over a 12-year period (2011-2022). Through a quantitative, non-experimental approach and the analysis of public information obtained from the Environmental Evaluation and Enforcement Agency (OEFA) and the Watershed Viewer (ANA, 2023), the most affected basins by oil spills in Loreto, the focus of the study, were initially identified through a process of oil spill characterization. Subsequently, contamination factor (CF) and potential ecological risk index (PERI) values were derived from the concentrations of oil-related pollutants such as total petroleum hydrocarbons (TPH), oils and fats, lead (Pb), and mercury (Hg). Of these, only Pb and Hg could be assigned PERI values due to the methodological limitations outlined. The results revealed that the most affected river basins by oil spills are Pastaza, Tigre, Medio Marañón Interbasin, and Medio - Bajo Marañón Interbasin, where the potential ecological risk was mostly classified as low for the heavy metals assessed (Pb and Hg). However, contamination factors were high for all pollutants, particularly when considering Peruvian national regulations in the calculation of these parameters. Finally, these findings suggest prioritizing further scientific exploration focused on analyzing the aquatic component of the Peruvian Amazon affected by oil spills. Additionally, they call for the development of remediation strategies to counteract the negative impacts of these accidents, considering their similarity to the Peruvian Amazonian environment. The study recommends bioremediation as a potential remediation method with high application potential, given its success in Amazonian environments.

DEDICATORIA

A mis padres, Hugo Avelino e Hilda Camones, por su inconmensurable apoyo, amor y motivación constante en mi vida, no me alcanzará la vida para retribuir el enorme esfuerzo que han hecho por mí desde pequeño. A mi hermana Melissa, a quien admiro y considero mi referente como persona y profesional, cada uno de ellos son mi motivación para lograr mis aspiraciones, me siento bendecido por contar con esta maravillosa familia y toda esta realización personal como ingeniero es gracias a ellos.

A mi tía Martha Camones, por acogerme con amor como una madre durante tantos años desde que llegue a Lima para luchar por mis sueños, que Dios siempre vele por ella y el gran corazón que tiene. A mi asesor Joan Sanchez, por su paciencia, amistad y gran apoyo en cada etapa de la elaboración de esta tesis, su profesionalismo y vasta experiencia me han enseñado a valorar el mundo de la investigación en ingeniería y espero que continúe motivando a muchos más profesionales a seguir esta línea de carrera.

A mi Co- asesor Ian Vázquez, por darme la confianza y el respaldo de afrontar este reto de investigación junto al equipo de la Red Peruana Ciclo de Vida y Ecología Industrial (PELCAN) y que de la mano con el ingeniero Ramzy Kahhat, más allá de ser grandes profesionales y guiarme con sabiduría, tuve la dicha de compartir una amistad muy bonita que siempre llevaré en mi corazón con mucha gratitud y admiración.

Finalmente, quiero agradecer a CONCYTEC, por subvencionar la elaboración de este trabajo a través de su programa PROCIENCIA en el marco del concurso “DESAFÍO 2022”, según convenio PE201080360-2022. La investigación debe ser una prioridad en este mundo lleno de desafíos ambientales y de toda índole, donde el ser humano es el principal actor y constructor de su destino, estoy orgulloso de haber formado de este gran proyecto.

INDICE

RESUMEN	I
ABSTRACT.....	II
DEDICATORIA.....	III
INDICE.....	IV
INDICE DE TRABLAS.....	VI
INDICE DE FIGURAS	VII
SIGLAS Y ACRÓNIMOS.....	IX
1. CAPÍTULO I: ASPECTOS GENERALES.....	1
1.1 Introducción	1
1.2 Organización de la investigación	2
1.2 Formulación del problema	4
1.3 Justificación de la investigación.....	6
1.4 Objetivos	7
2. CAPITULO II: ESTADO DEL ARTE.....	8
2.1 Antecedentes de la investigación.....	8
2.2 Marco conceptual	11
3. CAPÍTULO III: ÁREA DE ESTUDIO Y MARCO METODOLÓGICO.....	36
3.1 Área de estudio.....	36
3.2 Metodología	37

4. CAPÍTULO IV: RESULTADOS.....	51
4.1 Caracterización de los derrames de petróleo en la Amazonía Peruana	51
4.2 Evaluación de Riesgo Ecológico.....	64
5. CAPÍTULO V: DISCUSIÓN	77
5.1 Evaluación de los derrames de petróleo registrados por OEFA.....	77
5.2 Evaluación del riesgo ecológico y niveles de contaminación en cuencas afectadas por derrames de petróleo	84
5.3 Remediación de cuencas hidrográficas contaminadas por petróleo.....	99
6. CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	107
6.1 Conclusiones	107
6.2 Recomendaciones.....	110
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
8. ANEXOS	125

INDICE DE TRABLAS

Tabla 1 Tipos de crudo según gravedad API.....	12
Tabla 2 Pasivos ambientales identificados en el Perú.....	17
Tabla 3 Resumen por años y volumen derramado de hidrocarburos en Venezuela. Periodo 2009-2014	21
Tabla 4 Número de emergencias y volumen de petróleo derramado en cada año de operación del oleoducto Caño Limón Coveñas	22
Tabla 5 Impactos biofísicos producto de derrames de petróleo en el medio ambiente.....	27
Tabla 6 Superficie, Población y Unidades Hidrográficas por Región Hidrográfica en el 2016.	30
Tabla 7 Valores de CBG (mg/L) disponibles y no disponibles (ND) según contaminante y normativa empleada	45
Tabla 8 Ecuaciones del factor de respuesta tóxica (Tr) y valores finales usados de St	47
Tabla 9 Cantidad de derrames y volumen vertido en lotes de extracción y el Oleoducto Norperuano (ONP).....	51
Tabla 10 Principal producto industrial petrolero identificado en derrames de petróleo entre los años 2011-2014 en Loreto.....	56
Tabla 11 Número de derrames en las cuencas Pastaza, Tigre, Medio Maraón y Medio Bajo Maraón donde el contaminante principal ha sido el crudo para los años 2011-2022	58
Tabla 12 Número de derrames en las cuencas Pastaza, Tigre, Medio Maraón y Medio Bajo Maraón donde el contaminante principal ha sido el crudo, hidrocarburos y agua con hidrocarburos para los años 2011-2022	58
Tabla 13 Tipo de área afectada por derrames de petróleo entre los años 2011-2022 en Loreto	59
Tabla 14 Productos de los derrames de petróleo registrados por OEFA durante el 2011-2022 asociados al tipo de área afectada no especificada	61
Tabla 15 Puntos de monitoreo en las cuencas de Tigre, Pastaza y las Intercuencas Medio Maraón y Medio-Bajo Maraón para los años 2011-2022	65
Tabla 16 Distritos que reportan actividad ilegal minera en Loreto hasta la actualidad	89
Tabla 17 Estrategias de Biorremediación y su trascendencia	103

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 Principales cuencas productoras de petróleo del Perú (Talara, Sechura, Tumbes, Marañón y Ucayali)	14
Figura 2 Proporción del PBI por extracción de petróleo y minerales con respecto al PBI total, 1950 – 2014.....	15
Figura 3 Número de accidente por empresas petroleras en la selva peruana (2011 - 2022)....	16
Figura 4 Pasivos de hidrocarburos identificados por departamentos del Perú y el riesgo generado (2013-2016).	18
Figura 5 Ubicación de la Guyana Esequiba, motivo de conflicto territorial entre Venezuela y Guyana	20
Figura 6 Principales causas de derrames de petróleo en Ecuador	23
Figura 7 Número de derrames de petróleo en lotes amazónicos y el ONP.....	24
Figura 8 Cuenca hidrográfica: Delimitación geográfica.....	28
Figura 9 Vertientes o regiones hidrográficas del Perú	29
Figura 10 Categorías del ECA para recursos hídricos lóticos.....	33
Figura 11 (a) Loreto dentro del mapa del Perú. (b) Región Loreto y sus cuencas dentro del mapa de cuencas hidrográficas del Perú	36
Figura 12 Derrames de petróleo distribuido por lote de extracción y el Oleoducto Norperuano en el periodo 2011-2022	52
Figura 13 Cantidad de derrames de petróleo por año y crudo vertido en cuencas hidrográficas de la región Loreto	53
Figura 14 Cuencas hidrográficas de mayor afección por derrames de petróleo (Tigre-Pastaza, Medio Marañón y Medio Bajo Marañón) y los ríos y quebradas que los conforman.	55
Figura 15 Cantidad de derrames de petróleo asociados a un tipo de área determinada entre los años 2011-2022 en Loreto.....	60
Figura 16 Causas principales de los derrames de petróleo durante el período 2011-2022 en Loreto	63
Figura 17 Causas de los derrames de petróleo durante el período 2011-2022 en Loreto	64
Figura 18 FC para HTP según CBG Nacional (Perú) en la cuenca Tigre.....	66
Figura 19 FC para aceites y grasas según CBG Nacional (Perú) en la cuenca Tigre	66
Figura 20 FC para HTP y aceites y grasas según CBG nacional en la cuenca Pastaza	68
Figura 21 FC para Pb y Hg según CBG Nacional y Brasil en la cuenca Pastaza	68
Figura 22 FC para todos los contaminantes empleando CBG nacional en la Intercuenca Medio Marañón.....	69

Figura 23 FC para Pb con CBG de Brasil, EPA y WHO para la Intercuenca Medio Marañón	70
Figura 24 FC usando CBG nacional (Perú) para todos los contaminantes en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón.....	71
Figura 25 FC del Pb según CBG de Brasil, EPA y WHO en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón	72
Figura 26 Niveles PERI hallados para cada CBG evaluado en la Cuenca Tigre.....	73
Figura 27 PERI usando CBG Nacional y de Brasil en la cuenca Pastaza	74
Figura 28 PERI usando CBG EPA y WHO en la cuenca Pastaza.....	75
Figura 29 Niveles PERI determinados para cada CBG en la Intercuenca Medio Marañón	76
Figura 30 Niveles PERI determinados para cada CBG en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón	76
Figura 31 Número total de derrames, derrames por corrosión, fallas operativas y por acto de terceros en los lotes amazónicos y el ONP (2011-2022)	80
Figura 32 Niveles de contaminación encontrado en la cuenca Tigre asociados a los derrames de petróleo del 2017.....	86
Figura 33 Niveles de contaminación para Hg y Pb asociados a la minería ilegal en Barranca, puntos derrame de petróleo y áreas degradadas por residuos sólidos en la cuenca Pastaza	91
Figura 34 Niveles de contaminación encontrado en la cuenca Pastaza asociados a los derrames de petróleo del 2021	92
Figura 35 Niveles de contaminación para Pb asociados a la minería ilegal en Barranca, puntos derrame de petróleo y áreas degradadas por residuos sólidos en la Intercuenca Medio Marañón	94
Figura 36 Niveles de contaminación para Pb asociados a la minería ilegal en Barranca, puntos derrame de petróleo y áreas degradadas por residuos sólidos en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón.	95
Figura 37 PERI para la cuenca Pastaza acorde al CBG Nacional (Perú) y de Brasil	98

SIGLAS Y ACRÓNIMOS

ANA: Autoridad Nacional del Agua

OEFA: Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental

ONRH: Observatorio Nacional de Recursos Hídricos

Osinergmin: Organismo Supervisor de la Inversión de Energía y Minería

ECA: Estándar de Calidad Ambiental

EPA: Environmental Protection Agency, en español Agencia de Protección Ambiental

WHO: World Health Organization, en español Organización Mundial de la Salud

API: American Petroleum Institute

UH: Unidades hidrográficas

HTP: Hidrocarburos totales de Petróleo

ONP: Oleoducto Norperuano

CBG: Background Reference Concentration, en español concentración de referencia base

PERI: Potencial Ecological Risk, en español Potencial de Riesgo Ecológico

FC: Factor de contaminación

Tr: Toxic response factor, en español Factor de respuesta tóxica

Er: Individual potential ecological risk, en español Potencial de riesgo ecológico individual

1. CAPÍTULO I: ASPECTOS GENERALES

1.1 Introducción

La Amazonía occidental es un área geográfica con una extensión de 7.4 millones de km² que abarca parte del territorio de los países de Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana, Surinam, Perú y Venezuela (Lema, 2018). En territorio peruano, la región amazónica es caracterizada por albergar grandes reservas de petróleo y gas, las cuales han sido parte de la industria petrolera desde la década de 1970 principalmente en la zona norte del país (O'Callaghan-Gordo et al., 2023). Sin embargo, el incremento de concesiones para la mayor exploración y explotación del petróleo que se dio en el auge de esta actividad, son consideradas como una constante amenaza para la biodiversidad y las poblaciones indígenas de la Amazonía peruana (Orta-Martínez & Finer, 2021).

Uno de los principales problemas de la industria en cuestión, además de las constantes emisiones de gases contaminantes, son los derrames de petróleo, cuya recurrencia representa un riesgo para el territorio amazónico (Rosell-Melé et al., 2018). Estos pueden ocurrir en oleoductos, pozos de extracción o baterías de separación de procesamiento de petróleo, ya sea dentro de operaciones industriales regulares o en incidentes graves, y que además contienen componentes que contaminan un determinado entorno ambiental al entrar en contacto con él (Durango-Cordero et al., 2018). Por ejemplo, los agentes tóxicos que componen el petróleo como los hidrocarburos totales de petróleo (HTP), aceites y grasas, y metales pesados, suelen filtrarse al suelo, llegar hacia aguas subterráneas o superficiales, y dañar ecosistemas vulnerables al deteriorar su composición natural (Rivera-Parra et al., 2020).

En ese sentido, los constantes derrames de petróleo ocurridos a lo largo del territorio amazónico, no solo afectan la salud de las poblaciones en su proximidad, sino también contaminan a los recursos acuáticos, terrestres o de vegetación, de la cual los seres humanos se abastecen, reduciendo así la calidad y disponibilidad de los componentes bióticos de esta región

(Orta-Martínez & Finer, 2021). De esta forma, para analizar los derrames de petróleo ocurridos en la Amazonía peruana, es necesario comprender la línea espacio-temporal de los sucesos y las consecuencias que producen estos incidentes. Chang et al. (2014) menciona que, la planificación para hacer frente a los derrames de petróleo involucra un desafío que está condicionada a evaluar contextos geográficos, ecológicos, sociales y temporales para cada ocurrencia del derrame. Además de ello, es importante realizar una caracterización del entorno afectado que involucre las concentraciones de contaminantes, áreas de impacto y entre otros parámetros, cuyo fin permita reforzar las buenas prácticas para minimizar, prevenir y mejorar la condición del compartimiento ambiental y mantener estándares de calidad ambiental adecuados según el contaminante involucrado.

Por consiguiente, la presente investigación se centra en el análisis histórico - ambiental de los derrames de petróleo en la Amazonía peruana para el horizonte temporal comprendido entre los años 2011 y 2022, haciendo hincapié en las consecuencias que estos acontecimientos generan en cuerpos de agua. De esta forma, el objetivo principal está orientado en analizar los factores de contaminación y el potencial de riesgo ecológico producido por los derrames de petróleo en las principales cuencas hidrográficas del área amazónica peruana que son afectadas por esos accidentes y finalmente, proponer medidas de remediación que puedan ser empleados según el riesgo determinado y los factores ambientales que comprendes las aguas continentales dentro de este territorio.

1.2 Organización de la investigación

Este trabajo se encuentra estructurado en seis capítulos, dentro de los cuales se plantea cubrir los conceptos teóricos, técnicos y hechos relevantes que permitan validar la importancia del estudio en cuestión. En el primer capítulo se presentan los aspectos generales de la problemática a analizar, se expone la formulación del problema, la justificación de la investigación y los objetivos de la realización de la misma. En el segundo capítulo, se presenta

el estado del arte, que incluye los antecedentes de esta investigación y el marco conceptual, que permiten entender el historial de investigación que precede a este trabajo y los conocimientos involucrados para su desarrollo.

En el tercer capítulo, se describe detalladamente la metodología desarrollada dentro de la investigación y las limitaciones concernientes a su uso dentro de esta investigación. Además, se delimita el área de estudio, se explica el proceso de búsqueda de información bibliográfica, la recopilación de datos públicos, y su respectivo procesamiento. Del mismo modo, se señala el tipo de investigación que se está realizando, el porqué de su selección y los parámetros concernientes que permitan entender el abordaje de la presente tesis.

El cuarto capítulo contiene la exposición de resultados obtenidos del tratamiento de la información pública y su respectiva caracterización acorde a la metodología empleada. Además, incluye el análisis de las causas por la cual se producen los derrames de petróleo en la Amazonía peruana, y el riesgo ecológico asociado a los factores de contaminación de ciertos componentes del petróleo que han sido analizados en cuatro cuencas hidrográficas con mayor afección por estos accidentes.

En el quinto capítulo se discuten los principales resultados de la caracterización de los derrames de petróleo ocurridos para el periodo 2011-2022 en Loreto, cuyo fin es debatir acerca de los riesgos ecológicos identificados en la región amazónica y los factores de contaminación asociados en dicha zona. También, se cuestiona la repercusión en la calidad del agua afectada por altas concentraciones de los agentes contaminantes del crudo y si estos estarían asociados a otras actividades antrópicas según los puntos de derrames evaluados. A partir de ello, se formulan estrategias de remediación, que serán debatidas acorde a su necesidad, viabilidad y eficacia. Finalmente, en el capítulo 6, se plantean las conclusiones y recomendaciones que tienen como objetivo resaltar los productos más relevantes obtenidos en esta investigación y así generar un aporte significativo en conocimiento para afrontar esta problemática planteada.

1.2 Formulación del problema

Toda actividad industrial sujeta a una determinada tecnología, genera riesgos (Medrano, 2019). En ese sentido, la industria petrolera no es ajena a ello, los derrames de petróleo que se producen durante los procesos de extracción, tratamiento o traslado del crudo, ya sea por medio acuático o terrestre, son sucesos que con el tiempo se han podido comprobar que generan riesgos al medio ambiente y la salud humana. Por ello, si bien existen áreas que delimitan un entorno propicio para el desarrollo de la actividad petrolera, se ha registrado un gran historial de derrames de petróleo que ha impactado significativamente sobre la biodiversidad de entornos tropicales de donde se industrializa el petróleo, generando así, preocupación en diversos medios sociales, políticos, económicos y ambientales (Rosell-Melé et al., 2018).

Para el caso peruano, se pueden ubicar dos focos de recurrencia de derrames de petróleo a lo largo de su territorio, los de la costa norte y la Amazonía peruana. Por un lado, en cuanto a los derrames noroccidentales del Perú, la zona de mayor impacto implica el mar de Piura (La Brea, Lobitos, Pariñas, El Alto, Talara y los Órganos) y el zócalo continental de Piura con 539 pozos de producción, donde OEFA ha reportado 56 derrames de petróleo crudo entre el 2011 y el 2018 a responsabilidad de Petroperú a través del Oleoducto Norperuano (Pulido, Cruz, et al., 2022). Por otro lado, en el caso de los derrames en la Amazonía peruana, hasta la actualidad estos accidentes ambientales han afectado en 41 de los 65 pueblos indígenas y se han registrado incidentes de más de cien derrames de petróleo en tan solo los últimos cinco años (2015-2019) (León & Zúñiga, 2020).

Como se observa, solo haciendo un contraste entre la cantidad de derrames de petróleo para un horizonte temporal similar, se aprecia que la Amazonía peruana tiende a contar con una mayor cantidad de estos sucesos a diferencia de los de la costa norte; sin embargo, existen factores sociales, políticos, económicos y de gestión ambiental que parecen restarles importancia a los derrames suscitados en la Amazonía peruana. Para Jara (2022) en cuanto a la

gestión política – ambiental y la ubicación geográfica, a diferencia de la gran atención que recibió el derrame de petróleo costero de la refinería la Pampilla - Callao en enero del 2022 por representar una gran amenaza económica-social debido a su cercanía a la capital; en la Amazonía Peruana, los derrames de petróleo con alta recurrencia cada año no han sido atendidos debidamente por las instituciones públicas de control ambiental y las mismas autoridades locales, quienes sustentan su ausencia por la ubicación intrincada de la zona o la baja densidad poblacional afectada.

De esta forma, la problemática de los derrames de petróleo en el Perú necesita aún mayor profundidad de investigación, enfatizando sobre todo a los que suceden en territorio amazónico. Para ello, es necesario tener en cuenta las diferencias de estudio que pueden marcarse entre accidentes de derrame para un entorno costero y uno tropical como el de la Amazonía peruana. Por ejemplo, en los cuerpos de agua dulce, la dispersión de los contaminantes químicos procedentes del petróleo vertido, dependerá de varios factores como su densidad, composición química, la capacidad de interacción con los sedimentos y la intensidad de los flujos de agua (García-Villacís et al., 2021).

A pesar de esto, existen pocos informes en la literatura científica donde se investigue a profundidad la ocurrencia y los impactos ambientales por contaminación producto derrames de petróleo en la selva tropical (Yusta-García et al., 2017). Por ello, se cuestiona si la información pública sobre derrames de petróleo en instituciones como el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) y la Autoridad Nacional del Agua (ANA) son suficientes para plasmar el riesgo ecológico potencial en cuencas hidrográficas de la Amazonía peruana. Además, se debate hasta qué punto el nivel el riesgo ecológico determinado por la concentración de contaminantes del petróleo, influye en la caracterización de los derrames de petróleo durante los años 2011-2022 y la determinación de posibles estrategias de remediación para el entorno amazónico peruano.

1.3 Justificación de la investigación

Las actividades petroleras pueden afectar zonas vulnerables que pertenecen al territorio amazónico y los entornos ambientales que lo conforman. Por un lado, esta industria se ha superpuesto en áreas naturales protegidas por el Estado y territorios de pueblos indígenas, incluidos los de aislamiento voluntario, lo que perjudica el derecho de goce a un ambiente sano de esta población (Orta-Martínez & Finer, 2021). Por otro lado, se ha demostrado que, en entornos acuáticos como los cuerpos de agua dulce, los derrames de petróleo representan un impacto negativo sobre la vida acuática, por ejemplo, existen efectos tóxicos a lo largo de la cadena trófica que afectan al fitoplancton, zooplancton, peces, mamíferos y otros organismos (García-Villacís et al., 2021).

Ante ello, si bien existen estudios e instituciones que respaldan la planificación de respuesta ante derrames de petróleo, aún es necesario realizar una mayor investigación integral de estos accidentes y su impacto en cada componente ambiental afectado (Chang et al., 2014). En primera instancia, el presente trabajo de investigación busca diagnosticar la contaminación del componente acuático mediante la determinación del riesgo ecológico potencial y los factores de contaminación asociados a las concentraciones de los agentes toxicológicos pertenecientes a los derrames de petróleo en las principales cuencas hidrográficas de la Amazonía peruana. Además, a partir de la evaluación y discusión del punto anterior se busca proponer posibles medidas de remediación que puedan mejorar la situación actual de este componente ambiental. De esta forma, esta investigación se sustenta como un aporte hacia la continuación y mejora de las herramientas de planificación y toma de decisiones en los procesos de caracterización y rehabilitación de zonas afectadas por derrames de petróleo de la Amazonía Peruana.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivos generales

- Evaluar el riesgo ecológico potencial y el factor de contaminación en las principales cuencas hidrográficas de la Amazonía peruana afectadas por derrames de petróleo

1.4.2 Objetivos específicos

- Caracterizar derrames de petróleo suscitados en los últimos 12 años (2011-2022) en la Amazonía peruana
- Determinar el factor de contaminación producto de concentraciones de los HTP, aceites y grasas, y metales pesados identificados en las principales cuencas hidrográficas afectadas por derrames de petróleo
- Determinar el riesgo ecológico potencial de las concentraciones de metales pesados como mercurio y plomo identificados en las principales cuencas hidrográficas afectadas por derrames de petróleo
- Plantear medidas de remediación acuerdo con el nivel de contaminación y el riesgo ecológico potencial determinado en las cuencas afectadas por derrames de petróleo

2. CAPITULO II: ESTADO DEL ARTE

2.1 Antecedentes de la investigación

Para Azevedo-Santos et al., (2016), las múltiples actividades petroleras en ambientes tropicales representan una amenaza significativa para la biodiversidad de agua dulce, lo que demandaría implementar medidas ecológicas pertinentes para reducir el riesgo de derrames petroleros ocasionados por la permanencia de esta actividad. Los autores de este estudio explican brevemente el alto potencial negativo que poseen los derrames de petróleo para ecosistemas acuáticos de agua dulce, no solo a nivel de la calidad del recurso; sino también, en las especies que habitan en este medio. Por ello, plantean que, para mejorar el proceso de toma de decisiones dentro de una gestión ambiental efectiva para recursos hídricos, son necesarios cambios fundamentales basados en el correcto manejo de información que permitan evaluar el impacto ambiental generado por la recurrencia de derrames de petróleo y los pasivos ambientales detectados en el cese de su actividad. En tal sentido, se hace hincapié en afirmar que de continuar la tendencia actual de derrames de petróleo en la Amazonía peruana, el recurso hídrico involucrado experimentará pérdidas irreversibles de gran magnitud en un periodo de tiempo no tan lejano, por lo que un análisis espacio - temporal y planteamientos de remediación resultan imprescindibles para confrontar este contexto.

Por otro lado, Santana et al., (2020) destacan la necesidad de realizar mayores estudios sobre el recurso hídrico afectado por derrames de petróleo en un entorno tropical. Los autores mencionan que existe una gran demanda del uso de aguas continentales en la actualidad en estas locaciones; sin embargo, debido a las diversas actividades antrópicas como la minería o la industrial del petróleo, es poco probable encontrar suministros de agua no contaminada, motivo por el cual aumenta la preocupación de su gestión y cuidado. Así, el principal propósito de esta fuente, permite reconocer la importancia de evaluar el riesgo ecológico potencial (PERI) de contaminantes asociados a una actividad con impacto ambiental negativo mediante

el uso de factores de contaminación (FC) y otros parámetros que apuntan a evaluar y clasificar el nivel de contaminación que tienen principalmente los metales pesados localizados en sedimentos o agua dulce.

Adicionalmente, Rosell-Melé et al. (2018) investigaron acerca de la presencia de compuestos derivados de hidrocarburos en aguas y sedimentos de la Amazonía peruana. El estudio menciona que, la mayoría de compuestos hallados tendrían su origen en frecuentes derrames de petróleo ocurridos cerca al río Corrientes y pasivos producto de descargas de agua producida en extracciones petroleras, los cuales generan un impacto agudo en suelos y agua. En cuanto al recurso hídrico, la presencia del petróleo representa una amenaza significativa para la vida acuática y la de las comunidades cercanas, ya que los efectos tóxicos de los compuestos del petróleo reducen la difusión de oxígeno en el agua y son una fuente de exposición directa para los pobladores en su cercanía. De esta forma, la investigación enfatiza en que las actividades petroleras y su expansión sobre la biodiversidad, contradice todo esfuerzo de preservar estos territorios, por lo que es fundamental realizar un diagnóstico de los impactos generados por los componentes del petróleo y estipular acciones eficientes que permitan conservar el ecosistema amazónico.

Finalmente, León & Zúñiga (2020) realizaron un análisis histórico de derrames de petróleo entre los períodos 2000-2019 en la Amazonía peruana. Este estudio permitió identificar a partir de información registrada por entidades como OEFA y Perupetro, las principales zonas territoriales y cuencas afectadas por derrames de petróleo a causa de la gran cantidad de lotes de extracción que posee esta región. Además, dentro de las conclusiones principales, los autores mencionan que es necesario verificar exhaustivamente los daños y las causas de los derrames de petróleo, para lo cual ha de tenerse en cuenta conceptos de responsabilidad ambiental sobre los operadores involucrados, continuidad de monitoreos independientes en diversos puntos de contaminación y la creación de una normativa sólida y

diversa que permita crear protocolos, procedimientos y mecanismos de remediación que combatan a gran escala los derrames de petróleo.

Todos estos antecedentes permiten replantear objetivos diferenciados del abordaje del estudio de la presente investigación. En general, las fuentes mostradas enfatizan la importancia de la evaluación de derrames de petróleo en un marco descriptivo de los sucesos, sus posibles causas, las consecuencias que tiene en entornos hídricos y un posible abordaje para el control y mejoramiento de la gestión ambiental sobre los derrames de petróleo; sin embargo, aún se necesitaría ahondar en una metodología práctica que permita cuantificar y describir el riesgo ecológico potencial de los derrames de petróleo en la Amazonía peruana. Por ello, si bien este estudio se asemeja a lo planteado por León & Zúñiga (2020) en cuanto a la caracterización espacio-temporal de los derrames de petróleo, en la presente investigación se tuvo en cuenta un manejo diferente del tratamiento de los datos públicos donde se trabaja con concentraciones de contaminantes asociados al petróleo que se han podido extraer de cuencas hidrográficas previamente identificadas como las más afectadas ante estos sucesos.

De esta forma, este estudio no solo caracteriza los derrames de petróleo en la Amazonía peruana; sino que, de forma específica, evalúa las concentraciones de los diversos contaminantes presentes en el petróleo y que tienen mayor impacto. Para ello, se emplea una metodología cuyas formulaciones se extrapolan para determinar factores de contaminación y niveles de riesgo ecológico en un medio acuático tropical de la Amazonía peruana, donde además, se tenga en cuenta estándares de calidad sobre los contaminantes evaluados con la intención de preservar niveles óptimos del recurso hídrico. Por consiguiente, esta investigación permite discutir posibles medidas de remediación acorde no solo a las características de la zona de impacto por recurrencia de derrames o cantidad vertida; sino también, teniendo en cuenta el nivel de riesgo ecológico potencial involucrado y los factores de contaminación determinados.

2.2 Marco conceptual

2.2.1 El petróleo

El petróleo es una mezcla no homogénea caracterizada por ser un líquido negro, viscoso y de composición química compleja formado por compuestos orgánicos, principalmente hidrocarburos insolubles en agua (Rossini, 1960). Además, puede contener algunos metales pesados en bajas concentraciones como el Cd (0,003–0,027 ppm), Pb (0,17–0,31 ppm), Zn (0,67–62,9 ppm), Cr (0,0023– 0,64 ppm), As (0,002–0,66 ppm), Hg (0,02–30 ppm), entre otros (Coronel et al., 2020). Es conocido comúnmente como oro negro, petróleo crudo o sencillamente crudo y se genera en el interior de los estratos de la corteza terrestre mediante la transformación de materia orgánica acumulada en antiguos sedimentos geológicos y rocas, por lo que requiere de la perforación de pozos para su extracción (Ortuño, 2011).

Existen diversos tipos de petróleo según sus propiedades de densidad, viscosidad, color, solubilidad, etc. Para Villareal (2011), el petróleo puede clasificarse según sus características en tres grupos: por el contenido de azufre (S), por el contenido de parafina y por la gravedad. En caso del primer grupo, pueden ser agrios ($S >$ de 1.5%) y dulces ($S <$ 1.5 %), cuya baja concentración de azufre los hace de buena calidad. Para el segundo grupo, dependen del contenido de cera parafínica y material asfáltico; siendo excluyentes en su proporción por cada tipo respecto del otro, pero en combinación llegan a tener origen mixto. Finalmente, acerca de la clasificación por gravedad, esta depende de los grados API el cual es una medida que permite caracterizar la calidad del crudo comparando la densidad de este con el agua bajo las mismas condiciones de presión y temperatura, llegando a tener menor densidad específica y viscosidad a mayor valor de gravedad API (Rueda-Beauregard et al., 2023). Las clases de petróleo según gravedad API se pueden observar en la *Tabla 1*.

Tabla 1 Tipos de crudo según gravedad API

Crudo	Escala API	Densidad	Descripción
Ligero	30-40°	0.87 - 0.63 g/cm ³	Fácil transporte y extracción, muy usados en la refinería de combustibles y derivados.
Mediano	22-29.9°	0.92 - 0.87 g/cm ³	Fácil transporte y extracción, ideal para combustibles y derivados.
Pesado	10-21.9°	1.00 - 0.92 g/cm ³	Fácil transporte y difícil extracción, bueno para combustibles y derivados.
Extrapesado	Menos de 10°	> 1.00 g/cm ³	Difícil transporte y difícil extracción, funciona mejor para derivados.

Nota: Adaptado de "Crude oil spectral signatures and empirical models to derive API gravity", por Correa Pabón & De Souza Filho, (2019)

- **Hidrocarburos Totales de Petróleo (HTP)**

Los hidrocarburos son compuestos orgánicos conformados por átomos de carbono e hidrógeno, que al juntarse generan diversas combinaciones químicas (Herrera, 2020). Algunas sustancias químicas que pueden encontrarse en los HTP incluyen al hexano, aceites minerales, benceno, y naftalina, así como también productos de petróleo y componentes de gasolina (Peña-Castro et al., 2006). Los HTP son uno de los componentes más abundantes en el crudo y se estima que existen más de 3000 compuestos de hidrocarburos contenidos en él, lo cual hace que su estudio represente un desafío para el entendimiento de su composición y características químicas. Sin embargo, se puede considerar a los hidrocarburos totales de petróleo como un indicador general útil, para medir la toxicidad química que representan estos componentes de contaminación por petróleo al contacto con el ecosistema (Hutcheson et al., 1996).

El nivel de toxicidad que poseen los HTP es producto de una interacción compleja y muy variable entre las características inherentes del crudo, las particularidades del medio donde se encuentre y los procesos físico-químicos involucrados durante su degradación o descomposición (Koplan, 1998). Por ejemplo, los crudos de petróleo que contengan una mayor cantidad de aromáticos o tengan mayor gravedad API, muchas veces resultan ser más tóxicos:

sin embargo, es necesario tener en cuenta que, la interacción de los HTP con el sustrato, sus componentes y sus procesos de degradación o descomposición, son factores que determinan cambios en el nivel de toxicidad (Infante, 2021). Por ello, la medición de los HTP es un indicador bastante aceptable del grado de contaminación de suelos o cuerpos de agua que hayan sido afectados de alguna manera por hidrocarburos derivados del petróleo (Méndez et al., 2011).

2.2.2 El petróleo en el Perú

A nivel mundial, el petróleo es parte de complejas relaciones económicas, políticas y ambientales entre países que extraen este recurso (Lara, 2016). En el caso del Perú, incluso cuando la mayoría de países aledaños exploraba aún otros componentes derivados del petróleo como la brea o asfalto durante el siglo XX, el suelo peruano ya era explotado a cierta escala desde mediados de 1820 (Noriega Calmet, 1962). Sin embargo, no es hasta 1863 cuando en la costa norte del Perú se instala el primer pozo tubular en América del Sur perteneciente al yacimiento de Zorritos en la cuenca de Tumbes. De este pozo, se extrajeron 60 barriles de petróleo (35° API) por día, y aunque su aprovechamiento industrializado como brea parecía sostenible para el negocio de esta en la época, los gastos de combustible para la refinación eran demasiado elevados, por lo que el negocio no tuvo el apogeo que lograría mucho tiempo después (Perupetro, 2010).

Con el pasar de los años, la creciente demanda petrolera aumentó la necesidad de acceder a nuevos yacimientos de hidrocarburos, pues se convirtió en una actividad económicamente indispensable para países en desarrollo como el Perú (Palacios et al., 2020). De esta expansión, en el país existen 6 grandes cuencas productoras de petróleo que se muestran en la *Figura 1*: las cuencas de Talara, Sechura y Tumbes en la costa del norte peruana y las de Marañón, Ucayali y Madre de Dios como cuencas subandinas (PNUD, 2018). Dentro de estas, algunos de los lotes de extracción petrolera con mayor impacto en la historia peruana han sido los lotes

1AB (hoy 192) y el 8, ubicados en la cuenca Marañón y cuyos pozos de extracción representan en conjunto el 74.2% de un total de 585 de la Amazonía peruana (Mayor et al., 2014).



Figura 1 Principales cuencas productoras de petróleo del Perú (Talara, Sechura, Tumbes, Marañón y Ucajali)
Tomado de Yesquen León, (2016) Plan de desarrollo de los recursos Hidrocarburos 2017-2021

Por otro lado, el crecimiento exponencial de la industria petrolera se pudo ver reflejado en el PBI de la economía peruana con el pasar de los años, la *Figura 2* muestra el porcentaje que representa esta actividad y la minera respecto del total de industrias con las que se mide el PBI. En ella, se observa un pico máximo de incidencia en 1980 con 18.5%, y hasta la fecha mostrada (2014), su repercusión ha disminuido hasta llegar a un 11.5%. Según Ávila, (2016), esto puede deberse a que hasta la actualidad, existe un mayor dinamismo de otros sectores

económicos que disponen mayores tasas de crecimiento y, del mismo modo, Fraser (2022) manifiesta que dicha disminución es a causa de la sobreexplotación del recurso, protestas de comunidades afectadas por el petróleo y problemas de funcionamiento de la propia industria.

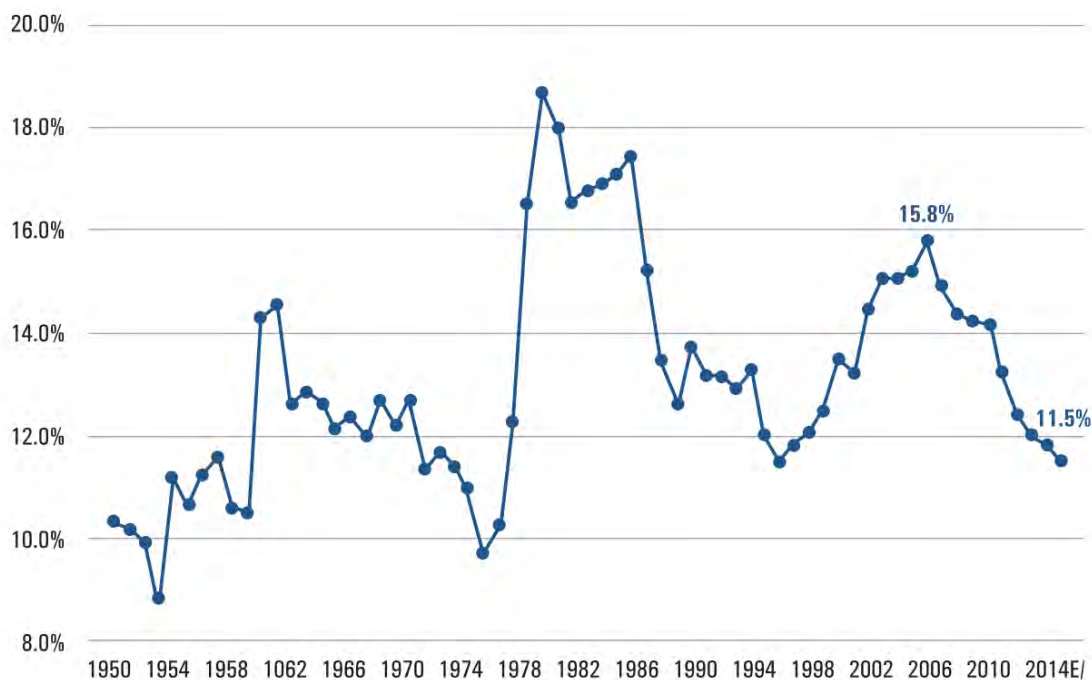


Figura 2 Proporción del PBI por extracción de petróleo y minerales con respecto al PBI total, 1950 – 2014.

Tomado de Ávila (2016) *Los efectos del boom de las actividades extractivas en los indicadores sociales*.

De esta manera, si bien existen aspectos positivos de la expansión y estadía de la industria del petróleo en el país, como un auge del PBI nacional, existen otros que se producen en su cotidianeidad y que generan riesgos al medio ambiente, los derrames de petróleo. Para Mayor et al. (2014) la intensificada actividad petrolera por parte de las concesionarias, ha provocado con el pasar de los años graves impactos socio-ambientales al ecosistema y seres humanos que deben ser atendidos por las entidades ambientales competentes. En ese sentido, la *Figura 3* muestra las empresas petroleras que actualmente vienen funcionando en la Amazonía peruana y la cantidad accidentes vinculados a su actividad suscitados desde el 2011 al 2022.

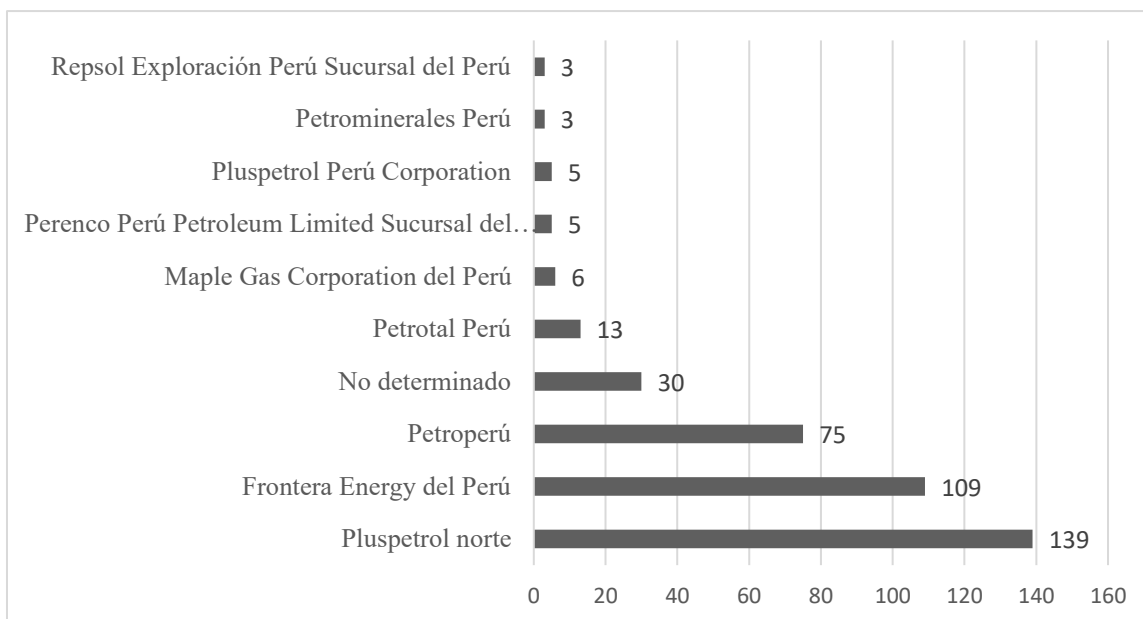


Figura 3 Número de accidente por empresas petroleras en la selva peruana (2011 - 2022)

Adaptado de Convoca Deep Data en OEFA (2023)

2.2.3 Pasivo ambiental

En un contexto ecológico, un pasivo ambiental equivale a la suma de los daños no compensados por empresas pertenecientes a diversos sectores económicos – sociales durante el desarrollo de sus actividades cotidianas o en caso de accidentes (Russi & Martinez-Alier, 2013). En ese sentido, este término se vincula con incidentes industriales o de contaminación gradual provocada por sustancias tóxicas o desechos provenientes de fuentes identificables que generan un daño y, por lo cual, los responsables deberán ser identificados para regularizar, tratar y remediar la permanencia de estos contaminantes en un entorno determinado (Carbal Herrera et al., 2019)

De esta manera, históricamente el término en cuestión ha ido ganando repercusión en el en las últimas 3 décadas, por lo que la determinación de un pasivo ambiental está sujeto actualmente a una gran demanda de responsabilidad ambiental (Russi & Martinez-Alier, 2013). Por ello, para poder evaluar la repercusión que tienen sobre un ecosistema determinado, es necesario establecer normativas y procedimientos que permitan tener un mayor control sobre los pasivos ambientales identificados y que finalmente, el contaminador pague por remediar el

daño que ha causado. En la Tabla 2, se describen a modo de ejemplo, algunos tipos de pasivos ambientales que se han identificado en el Perú con el pasar de los años, la empresa responsable y la locación de detección.

Tabla 2 Pasivos ambientales identificados en el Perú

Locación	Pasivo detectado	Empresa responsable	Descripción
Espinar - Cuzco	Metales pesados producto de Minería	Magma Copper Company/ Global Magma Ltd	Detección de altas concentraciones de arsénico y plomo que exceden los límites establecidos en la Ley General de Aguas (Ley N° 17752 - 1969)
La Oroya - Junín	Metales pesados producto de Minería	Centromin Perú S.A. y actualmente a la empresa Doe Run Company	Detección de concentraciones de plomo en el aire lo cual afecta directamente a salud de los pobladores de la zona.
Ilo - Moquegua	Derrame de petróleo producto de Minería	Southern Perú	100 galones de diésel D2 producto de un agujero en la tubería de las instalaciones marinas de la fundición de cobre de la minera Southern.
Loreto - Loreto	Derrames de petróleo en lotes de extracción	Pluspetrol Norte	Residuos orgánicos de petróleo en los lotes de extracción 8 y 192 que no han sido tratados a pesar de los años.

Nota: Adaptado de “Los Pasivos Ambientales”, por Russi & Martínez-Alier, 2013

En el Perú, se cuenta con la Ley N° 29134: Ley que regula los pasivos ambientales del subsector hidrocarburos (El Peruano, 2007), en la cual se incluye dentro de este concepto a aquellos pozos e instalaciones abandonados, suelos contaminados por derrames, fugas, residuos sólidos, restos o depósitos de residuos ubicados en cualquier parte del territorio nacional como consecuencia de operaciones que han cesado sus actividades en la zona donde se produjeron dichos impactos. En la Figura 4 se puede observar los niveles de repercusión de los pasivos ambientales producidos por hidrocarburos de petróleo en los departamentos del Perú. Como se aprecia, Piura es uno de las zonas donde la concentración de pasivos ambientales existe en demasía y su riesgo es crítico, lo cual se sustenta por los constantes derrames de

petróleo en la zona por ser sitio de pozos de extracción como la Refinería Talara o ser partícipe como desembocadura del ONP, principal ducto que conecta y transporta el crudo desde la selva peruana hacia la costa norte en el terminal de Bayóvar (Alayo, 2016).

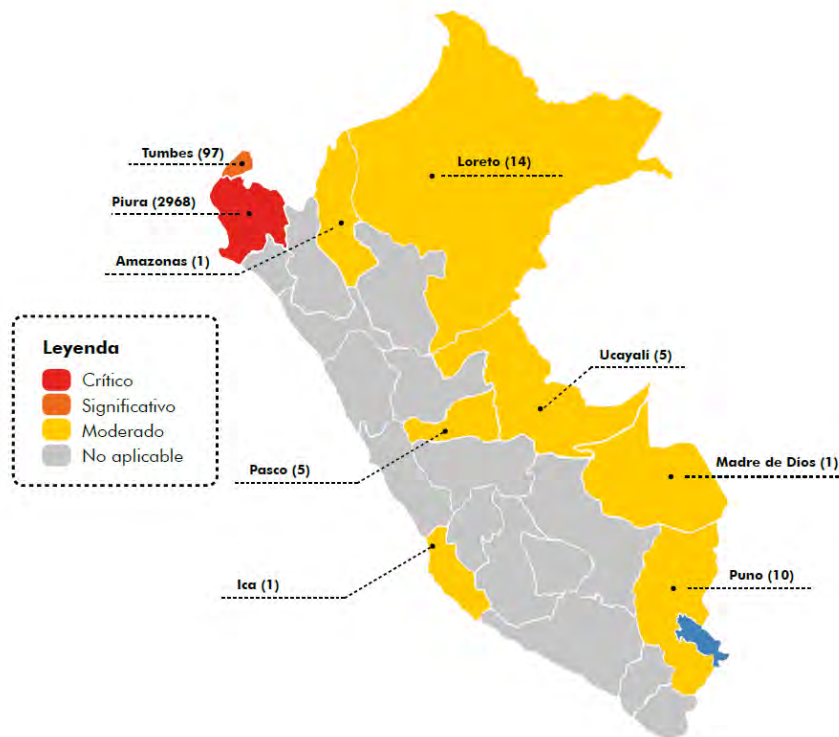


Figura 4 Pasivos de hidrocarburos identificados por departamentos del Perú y el riesgo generado (2013-2016). Tomado de OEFA (2016) La identificación de pasivos ambientales del subsector hidrocarburos.

2.2.4 Conflictos territoriales por petróleo y derrames de crudo en la Amazonía Sudamericana

Para ecosistemas tropicales como la Amazonía en América del Sur, los derrames de petróleo involucran mayor vulnerabilidad que aquellos presentes en zonas subtropicales o en áreas templadas (Miranda, 2005). Las zonas tropicales se caracterizan por contar con extensas reservas de petróleo, además de una gran diversidad y riqueza biológica; sin embargo, el recurrente aprovechamiento de estos recursos naturales, impulsó a una mayor expansión de actividades económicas como el caso de industria petrolera, e incluso generó disputas por la tenencia de territorios con alto potencial de explotación del crudo en la Amazonía (Pastrana & Stopfer, 2020). Algunos de los conflictos territoriales más grandes de la historia de la industria

petrolera en Sudamérica, lo han protagonizado Brasil – Bolivia y Venezuela – Guyana, siendo esta última la más representativa.

En el caso de Brasil y Bolivia, el conflicto por la explotación petrolera en territorio amazónico por el poder económico – político que este genera, es un claro ejemplo de disputa de esta índole que en su momento fue muy criticada (Pastrana & Stopfer, 2020). A mediados de 1996 Bolivia se convirtió en un país petrolero según la nueva ley de hidrocarburos: “Principios generales relativos a la propiedad y a la concesión de hidrocarburos” (Sanchez, 1996), lo cual repotenciaba esta área para las inversiones petroleras en el territorio subandino amazónico (Gavaldá, 2005). Sin embargo, la exploración de esta actividad implicaba abrir sendas de alrededor de 20 km mediante exploración sísmica, que afectaban seriamente al ambiente por la creación de nuevas vías de acceso en zonas boscosas y traían conflictos limítrofes con país vecino de Brasil (Fontaine, 2005). Con el tiempo, se firmaron los tratados de Petrópolis y Palmas que brindaron dominios territoriales a Brasil, le dieron salida al mar a Bolivia, se construyó un ferrocarril Madeira-Mamoré y, entre otros, se dio apertura a un mayor traslado de insumos y productos entre estos dos países, lo que en su momento fue petróleo, caucho, en la actualidad también se le ha sumado la disputa por el gas natural y su traslado (Silva Simões Rafael et al., 2022).

Otro conflicto territorial en Sudamérica lo han protagonizado Guyana y Venezuela por la tenencia de la región Guayana Esequiba o también conocida como el Esequibo (Figura 5), que es una zona rica en reservas de hidrocarburos y cuya delimitación espacial ha sido fundamental para la explotación del recurso petrolero (Pastrana & Stopfer, 2020). El Esequibo es un territorio de aproximadamente 160000 km² entre los ríos Orinoco y Esequibo que es custodiado por Guyana desde 1966 según el acuerdo de Ginebra ante el Reino Unido. Cuenta con una gran extensión de selva tropical poco explorada, una extensa red aguas continentales y otros recursos que son fundamentales para la riqueza de Guyana bajo las industrias extractivas que operan en

este territorio (Carrillo, 2017). Sin embargo, la tensión fronteriza entre estos dos países en cuestión, ha generado gran preocupación debido a que se teme que las reservas de crudo sin explorar se encuentren inmersas en actividades antrópicas que atenten contra la preservación del medio ambiente y que al realizar procesos industriales petroleros, estos no cuenten con una política ambiental adecuada que no dañe el entorno amazónico ni afecte a la salud de la población en su cercanía (Erill, 2023).



*Figura 5 Ubicación de la Guyana Esequiba, motivo de conflicto territorial entre Venezuela y Guyana
Tomado Romero, (2021) Venezuela-Guyana: razones de un conflicto.*

Por otro lado, si bien la expansión de la industria petrolera sobre territorio amazónico conlleva a una mejora en la economía nacional, esto implica contar con un angustioso historial de accidentes de petróleo que provocan graves problemas al medio ambiente y los seres humanos (Mantxo, 2013). Uno de países con gran impacto negativo por los recurrentes derrames de petróleo en América del Sur es Venezuela, en donde la biota de peces en ríos ha sido la más afectada según el histórico de estos hechos (Rodríguez et al., 2017). Esto debido a que, la consecuencia inmediata de estos acontecimientos es la alteración de la calidad fisicoquímica de las aguas y del sedimento, lo cual desencadena en la muerte inmediata de

especies continentales, estuarinas e incluso marinas en otros entornos, que son vulnerables a los hidrocarburos que compone el petróleo (Rodríguez et al., 2017). Por ejemplo, un caso particular es la destrucción del hábitat del lago Maracaibo, donde además de la muerte de peces regionales, se puede apreciar restos de petróleo en algas de este compartimiento mediante inspección satelital (Rodríguez, 2020).

En cuanto a los registros históricos sobre la industria petrolera en Venezuela, a mediados de 1913 Venezuela Oil Concessions empezó la exploración de sus lotes petroleros cerca de Cabimas, ciudad que en su momento fue el territorio petrolífero más grande del mundo por el auge económico que causó en las costas venezolanas. Esto, condujo a que el país empiece a exportar esta materia a partir de 1917, logrando en 1922, que el petróleo se convierta en la principal actividad económica y se expanda hacia sus zonas tropicales (Agüero, 2012). La *Tabla 3* muestra el registro de derrames de petróleo y el volumen derramado de petróleo comprometido para el período 2009 - 2014 en Venezuela.

Tabla 3 Resumen por años y volumen derramado de hidrocarburos en Venezuela. Periodo 2009-2014

AÑO	NÚMERO DE EMERGENCIAS	VOLUMEN DERRAMADO (m³)
2009	8,124	182,232
2010	2,359	121,527
2011	4,019	124,373
2012	3,528	143,597
2013	10,659	82,909
2014	8,814	79,153

Nota: Adaptado de "Ríos en riesgo de Venezuela", por Rodríguez, 2017.

Entre otros países donde se ha podido detectar gran repercusión de derrames de petróleo a nivel sudamericano es Colombia. Históricamente, el oleoducto Caño de Limón Coveñas en sus 19 años de operación desde 1986, ha causado alrededor de 3 millones de barriles de petróleo derramado, que han perjudicado principalmente a cuencas y ecosistemas tropicales (Miranda,

2005). La *Tabla 4* muestra el número de derrames de petróleo detectados y el volumen de crudo comprometido durante todo el tiempo que este oleoducto operó en Colombia.

Tabla 4 Número de emergencias y volumen de petróleo derramado en cada año de operación del oleoducto Caño Limón Coveñas

AÑO	NÚMERO DE EMERGENCIAS	VOLUMEN DE CRUDO DERRAMADO (Barriles)
1986	23	130,574
1987	11	11,048
1988	50	336,163
1989	29	83,614
1990	23	100,030
1991	60	174,854
1992	62	156,778
1993	39	107,760
1994	45	137,601
1995	46	134,278
1996	49	105,603
1997	65	203,533
1998	78	247,840
1999	79	211,264
2000	98	284,095
2001	170	391,546
2002	43	104,872
2003	35	123,131
2004	17	50,690
TOTALES	1022	3,095,274

Nota: Adaptado de “Los derrames de petróleo en ecosistemas tropicales – Impactos, consecuencias y prevención. La experiencia de Colombia”, por Miranda, 2005.

Finalmente, se puede mencionar también a Ecuador, donde uno de los primeros eventos de contaminación por derrames de petróleo fue causado por la empresa transnacional Texaco. Esta entidad, operó desde 1964 a 1990 y fue encargada de extraer millones de barriles de petróleo de la Amazonía ecuatoriana; sin embargo, sus métodos extractivos no se realizaron acorde a los estándares industriales que ellos mismos acordaron, por lo que se tuvo como consecuencias grandes cantidades de derrames de petróleo a lo largo de sus años de operación (Bravo, 2007). Así, la empresa perforó 339 pozos a lo largo del territorio amazónico ecuatorial, lo cual equivale a 442.965 hectáreas de terreno y donde se derramó un aproximado de 450

millones de barriles de crudo (Kimmerling, 1993) . En ese sentido, a partir de los registros de derrame de petróleo emitidos por el Ministerio del Ambiente de Ecuador, la Figura 6 muestra las principales causales de estos incidentes en porcentajes del total de ocurrencias.

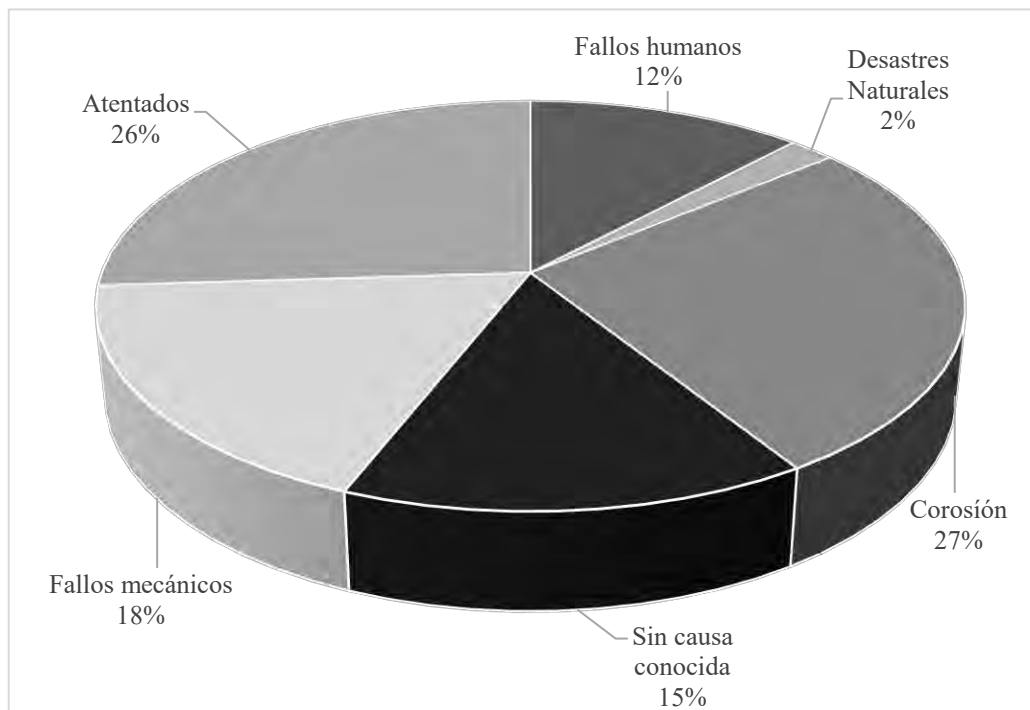


Figura 6 Principales causas de derrames de petróleo en Ecuador

Adaptado de Ministerio del Ambiente de Ecuador, en Mantxo (2013).

2.2.5 Derrames de petróleo en el Perú

Debido a la ubicación de las principales zonas donde opera la industria petrolera en el país, los derrames de petróleo pueden darse en zonas costeras o ambientes tropicales como el territorio amazónico. Un claro ejemplo de derrame costero fue el ocurrido el 15 de enero del 2022 en Ventanilla - Callao, donde a partir de un mal manejo en la carga y descarga de combustible en la Refinería la Pampilla, se detectaron alrededor de 11 mil barriles de petróleo en el mar peruano que condujo a graves impactos a nivel ecológico, económico y en la salud humana (Aponte et al., 2022). Para Pulido et al. (2022), el derrame de petróleo ocurrido en la refinería la Pampilla, ha sido un hecho negligente por parte una de las tantas empresas que año tras año producen derrames de petróleo en territorio costero peruano, Repsol. De acuerdo a los

reportes de la Dirección General de Salud Ambiental e Inocuidad Alimentaria (DIGESA), este desastre afectó al ecosistema marino de la zona por casi 1 mes donde no fue tratado adecuadamente, tuvo una extensión aproximada de 34.4 km desde el epicentro y se estimó un total de 12000 barriles de petróleo vertido (Gonzales et al., 2022).

Por otro lado, históricamente en la Amazonía peruana, la mayor parte de los derrames de petróleo se ha dado debido al vasto funcionamiento de las actividades extractivas sobre esta zona. Por ejemplo, en las últimas investigaciones realizadas por León & Zúñiga (2020) para los periodos 2000-2019 en el Perú, se han detectado 474 derrames de petróleo en los lotes de la Amazonía y el Oleoducto Norperuano, la cual se muestra en un resumen por años en la Figura 7. Dentro de esos sucesos, uno de los más conocidos fue el ocurrido en junio del 2014 en Cuninico – Loreto, debido a la ruptura del tramo 1 del Oleoducto Norperuano que ocasionó un vertido de más de 2300 barriles en esa zona, afectando así a los pobladores y el ecosistema aledaño (Ulfe & Vergara, 2022).

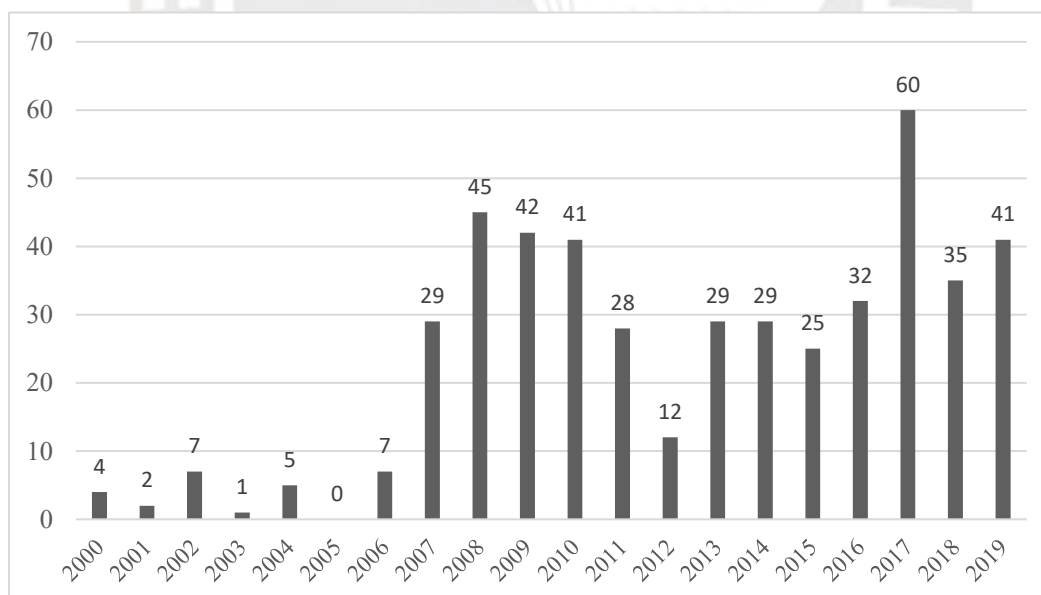


Figura 7 Número de derrames de petróleo en lotes amazónicos y el ONP

Adaptado de “La sombra del petróleo”, por León & Zúñiga, 2020.

2.2.6 Impactos de los derrames de petróleo en la Amazonía peruana

El petróleo es extraído generalmente en zonas lejanas a donde se consume, motivo por el cual se ha vuelto indispensable el uso de oleoductos para su traslado; sin embargo, esto condiciona que sucedan derrames de petróleo accidental o bajo causal antrópica, cuyo impacto se subordina a una serie de cambios progresivos en las propiedades fisicoquímicas del crudo, que modifican su comportamiento y propiedades a medida que se propagan o permanecen en un medio determinado (Ordóñez et al., 2022). Este proceso llamado meteorización o intemperización, comienza después de un derrame de petróleo y continúa indefinidamente; además, depende de la naturaleza y la composición química de los productos derramados, condiciones meteorológicas del lugar del derrame y las características del medio acuático, lo que finalmente generará un impacto ambiental (Silos Rodríguez, 2008). En ese sentido, evaluar los impactos de los diversos compuestos del petróleo como los hidrocarburos o algunos metales pesados, dependerán de las condiciones mencionadas anteriormente, por lo que se ha de ser minucioso en el estudio de estos y de sus componentes involucrados en dirección a disminuir los impactos que puedan generarse en diversos sectores de una nación (Rodríguez, 2017).

En primera instancia, en el aspecto social – político, las actividades industriales involucradas en el procesamiento del petróleo han generado diversos conflictos entre empresas petroleras, autoridades gubernamentales y las comunidades indígenas. En estos, algunos de los motivos principales son la explotación o traslado del petróleo cerca de poblaciones indígenas, violaciones normativas sobre estándares de calidad ambiental para suelo o agua, deudas producto de inactividad, contaminación, y problemas económicos entre los involucrados. (Yusta-García et al., 2017).

En segundo lugar, en cuanto la parte clínica, el cáncer de estómago, recto, piel, tejidos blandos, riñón, cuello uterino en adultos y leucemia en niños, son algunas de las enfermedades

que las investigaciones han detectado dentro del territorio amazónico peruano (Coronel et al., 2020). Por un lado, respecto a la leucemia, una de las causas fueron las altas concentraciones de cadmio y plomo en la sangre de las personas procedente de su interacción con el suelo y aguas contaminadas por derrames de petróleo (O'Callaghan-Gordo et al., 2018). Por otro lado, se detectaron efectos cancerígenos a partir de la determinación de concentraciones elevadas de 1-OHP (1-Hidroxipereno), hidrocarburo policíclico aromáticos del petróleo, en exámenes de orina a personas en la cercanía al río Corrientes de la Amazonía peruana, cuyo origen estuvo asociado al uso del agua superficial empleado por mujeres en el aseo y la cocina y, en los hombres, por un mayor consumo de especies de peces que habitan en el fondo del río contaminado (Webb et al., 2018).

Finalmente, también se han podido evaluar los impactos medioambientales, los cuales dependen del tipo de petróleo identificado, la escala del derrame, condiciones meteorológicas, entre otros. Para Bravo (2007), los principales factores que limitan la degradación del petróleo y por ende condicionan un mayor impacto ambiental son: la resistencia, el nivel de toxicidad de sus compuestos y la escasez de organismos capaces de degradar hidrocarburos. De esta forma, ante un eventual derrame de petróleo y una alta recurrencia de la misma, los residuos contaminantes de estos incidentes serán más propensos a permanecer en el medio, lo cual provocaría eventualmente una alteración de la cadena alimenticia de las especies en la región, así como afectar abruptamente a la flora y fauna local, matando diversas especies y condicionando la fotosíntesis de las plantas.

Así, los impactos de los derrames accidentales de petróleo en el ambiente natural son severos y dañinos. La Tabla 5 detalla un resumen punto a punto de los principales impactos negativos que se producen cuando el petróleo entra en contacto con el medio ambiente, para ello, se enfatizan los diversos medios involucrados en estos acontecimientos.

Tabla 5 Impactos biofísicos producto de derrames de petróleo en el medio ambiente.

Medio	Impactos ambientales
Agua	<ul style="list-style-type: none"> • El petróleo vertido impide la entrada de luz por diferencia de densidades con el agua lo cual limita el intercambio gaseoso con el exterior. • Deteriora y contamina las vertientes de agua. • Incrementa el peligro de uso y consumo humano en poblaciones aledañas al derrame (cadena alimentaria) • Produce efecto barrera y anegación de áreas no inundables en la realización de tratamientos del derrame
Aire	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminado permanentemente producto de la evaporación del crudo vertido con fuertes olores y gases tóxicos
Suelo	<ul style="list-style-type: none"> • Destrucción del suelo por contacto directo de contaminantes producto de los derrames. • Los hidrocarburos de petróleo impiden el intercambio gaseoso con la atmósfera. • Erosión y compactación de suelos por el tránsito de personas durante procesos de tratamiento de suelo contaminado. • Limita la disponibilidad de arena o grava en lechos de cuencas de los principales ríos.
Flora	<ul style="list-style-type: none"> • Destrucción directa de la vegetación del bosque primario y secundario entorno al área afectada. • Alteración de la composición del fitoplancton producto de los hidrocarburos de petróleo. • Destrucción de la vegetación en zonas parcial o completamente inundadas. • Muerte o deterioro de la vegetación acuática por turbidez producto de los derrames de petróleo o en los procesamientos de tratamiento.
Fauna	<ul style="list-style-type: none"> • Modificación del hábitat de la fauna silvestre en tierra y agua a causa del derrame y posterior tratamiento. • Disminución y muerte de peces por falta de O₂. • Propagación de contaminantes carcinógenos en la cadena alimenticia. • Muerte de especies por exposición a componentes tóxicos del petróleo por contacto directo o del consumo de agua contaminada. • Migración y movimiento de especies debido a la destrucción de hábitat.

Nota: Adaptado de “Agua de formación y derrames de petróleo: La dimensión política en la problemática socioambiental petrolera”, por Narváez, 2017.

2.2.7 Cuenca hidrográfica

Para Melville (2000), las cuencas hidrográficas son superficies territoriales por donde se drenan libremente las aguas superficiales. Estas formaciones comprenden un concepto geográfico vinculado con la planificación del aprovechamiento de las aguas con el objetivo de satisfacer diversas necesidades humanas. Sin embargo, la variedad de uso del espacio hídrico, su disposición, las fronteras culturales, obras de infraestructura o avances tecnológicos, son factores que limitan y problematizan el manejo y distribución de las cuencas (Edwards et al., 2015). En la *Figura 8* se observa cómo a partir de líneas azules, que representa el flujo hídrico en la zona, se forman cuencas hidrográficas pequeñas, representadas con líneas blancas que pertenecen y están conectadas a una cuenca hidrográfica más grande dibujada con borde amarillo.



Figura 8 Cuenca hidrográfica: Delimitación geográfica

Tomado de Edwards (2015) Fundamental of Watershed Hydrology

En el caso del Perú, las cuencas hidrográficas se distribuyen en 3 vertientes hidrográficas: Pacífico, Amazonas y Titicaca. A lo largo de estas, se identifican 159 unidades geográficas que son monitoreadas en el territorio nacional por el ente principal del manejo del recurso hídrico,

Tabla 6 Superficie, Población y Unidades Hidrográficas por Región Hidrográfica en el 2016.

Región hidrográfica	Superficie		Población		Unidades hidrográficas (UH)
	(1000 km ²)	(%)	(10000 hab)	(%)	
Pacífico	279.70	21.76	2027.31	64.90	62
Amazonas	958.50	74.58	987.10	31.60	84
Titicaca	47.00	3.66	109.33	3.50	13
Total	1,285.20	100	3,123.74	100	159

Nota: Adaptado de Observatorio del Agua, Autoridad Nacional del Agua, en ANA (2016).

Por otro lado, el Perú cuenta con el Observatorio Nacional de Recursos Hídricos (ONRH) que permite facilitar la sistematización, acceso y manejo de la información para la gestión del recurso hídrico en territorio nacional. Dentro de esta, una de las herramientas más importantes es el Visor por Cuencas, la cual es una plataforma tecnológica que contiene toda la información de los recursos hídricos de las 159 unidades hidrográficas monitoreadas por la ANA y cuyo manejo de información está a cargo del Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos (SNGRH). Por ejemplo, para el caso de la región hidrográfica amazónica, las 84 cuencas hidrográficas que la conforman, se caracterizan por contar con mayores precipitaciones fluviales en sus partes altas, recorridos más extensos en sus ríos y contar con valles interandinos más amplios (Vásquez et al., 2016).

Para el caso de las cuencas de la Amazonía peruana, estas son fundamentales en el abastecimiento de las poblaciones que la rodea e incluso las ciudades (Bauer et al., 2017). Como se observa en la *Tabla 6*, la oferta del agua en el país está condicionada a la región hidrográfica Amazónica, pues esta abarca un 74.58% de la superficie total en contraste a las demás vertientes. Si bien la mayor parte de la población peruana está asentada en la costa (64.9% de habitantes), en esta zona existe menor cantidad disponible de agua, ya sea por lo múltiples problemas de contaminación que posee o la escasez de ríos y zonas desérticas que conforma su geografía.

Por un lado, la acumulación de plástico en el mar es uno de los temas de mayor debate actualmente, con relevancia en la evaluación de la procedencia de los desechos contaminantes con origen en ríos o cuencas fluviales por actividades industriales o la mala gestión de los desechos en ciudades aledañas a la costa marina (Ita-Nagy et al., 2022). Por otro lado, la escasez hídrica de la costa hiperárida peruana, es otro problema que según Sanchez-Matos et al., (2023) puede llegar a ser cubierto por fuentes subterráneas, y cuyo estudio debe enfatizarse en la evaluación de factores de contaminación regionalizados para evidenciar una situación más realista de la escasez de agua, y acorde a ello, tener un mejor control sobre el uso de estas fuentes de agua.

De esta forma, las cuencas pertenecientes a la Amazonía también despiertan gran preocupación por su conservación y gestión actual, ya sea por los conflictos de una eventual escasez de agua por alta densidad poblacional entorno a una determinada cuenca o la degradación de calidad de agua para el consumo producto de actividades industriales, destrucción de la vegetación ribereña, entre otros (Mcclain & Llerena, 1998). En ese sentido, el estudio de cuencas hidrográficas resulta relevante sobre todo en lugares donde existe escasez del recurso hídrico y en aquellos donde hace falta un mejor control de su uso, conservación y distribución (Vásquez et al., 2016).

2.2.8 Calidad del Agua

Según Sierra (2011), la calidad del agua puede ser definida como un conjunto de concentraciones de sustancias orgánicas e inorgánicas que debe cumplir con especificaciones técnicas para recibir una calificación favorable. Es decir, se debe contar con niveles aceptables que permitan asegurar la protección del recurso hídrico y la salud de la población en un determinado espacio territorial. Del mismo modo, la calidad de agua se caracteriza por establecer condiciones en las que se encuentra este recurso respecto a las características físicas, químicas y biológicas en su estado natural o por modificaciones antropogénicas (Baeza, 2016).

Para Ibarra (2010), gran parte del uso de agua para el ser humano sobre la tierra es proveniente de agua dulce. Esta característica sobre el componente es denominada por la baja concentración de iones y sales que contiene, y cuya distribución puede ser apta para el consumo humano según la ausencia de patógenos y otros contaminantes químicos que puedan producir enfermedades. Por ejemplo, según O'Callaghan-Gordo et al. (2021) indican que el uso de agua en ambientes tropicales es fundamental para el consumo y aseo, por lo que una inadecuada calidad de este recurso, generará un riesgo para las personas que lo emplean en su cotidianidad.

En ese sentido, para establecer una relación segura y confiable entre la salud y el agua, la calidad de este componente debe asegurarse. Para ello, desde 1958 la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha publicado una serie de Estándares internacionales de Agua Potable, las cuales buscan mejorar la calidad del agua en el medio ambiente y la salud humana (Truque, 2011). Este fundamento teórico, es la base para la regulación de los estándares de agua en diversos países de todo el mundo, donde se establecen límites permisibles para regular los agentes contaminantes que presentan un alto riesgo de afectar la salud pública y los recursos ambientales involucrados.

- **Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua - Perú**

El Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM, define como Estándar de Calidad Ambiental (ECA) a la medida que establece un nivel de concentración de sustancias físicas, químicas y biológicas presentes en el agua, aire o suelo y que no representa un riesgo significativo para la población o el medio ambiente. Estos parámetros se usan de forma obligatoria para el diseño y aplicación de instrumentos de gestión ambiental. El ECA para Agua se compone de cuatro categorías y diecisiete subcategorías. Sin embargo, debido al enfoque que tiene esta investigación para un entorno amazónico, se hace hincapié en tres categorías y cuatro

subcategorías (*Figura 10*) las cuales pertenecen a recursos hídricos superficiales lóticos. Donde este último hace referencia a masas de agua que circulan en una misma dirección como arroyos, ríos, manantiales, quebradas, entre otros (Restrepo & Cardenosa, 1999).

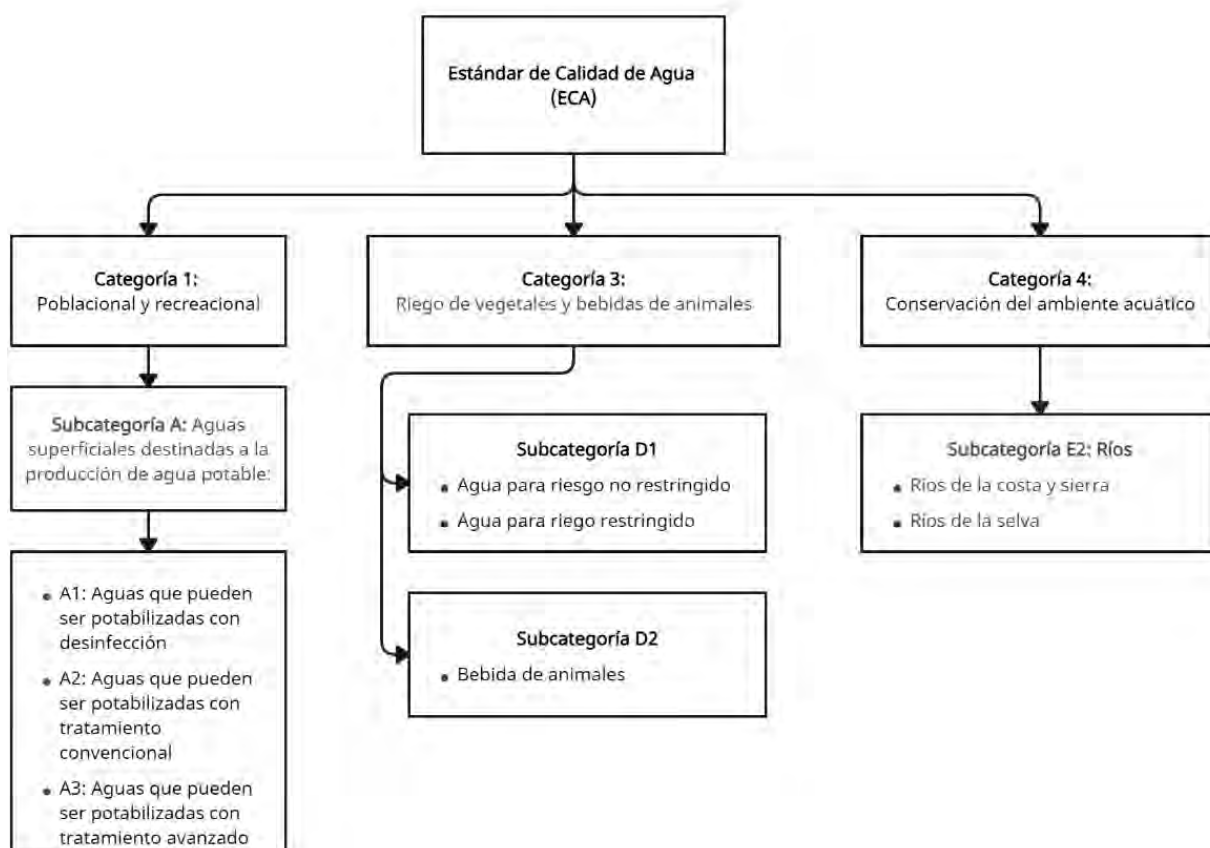


Figura 10 Categorías del ECA para recursos hídricos lóticos

Adaptado de Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, en MINAM (2017)

A diferencia de otras normativas como las del EPA o WHO para evaluar la calidad de agua, a nivel de Estados Unidos y mundial respectivamente, la normativa ECA en el Perú regula 104 parámetros donde se pueden encontrar elementos microbiológicos y físico químicos distribuidos en los diversos entornos ecológicos que ofrece el país (Costa, Sierra y Selva). Esta diferencia, enriquece el estudio particular de la calidad de agua en el Perú porque si bien comparten una normativa dirigida a la estandarización de la calidad de agua para su consumo en humanos, la regionalización para un ambiente tropical como el de la Amazonía peruana y las aguas continentales que la contienen, no puede ser identificado con facilidad en las otras

normativas, ya que en estas tan solo diferencian el tratamiento de agua dulce y salada de forma general. Finalmente, es importante mencionar la diferencia entre un ECA y los Límites Máximos Permisibles, el primero establece el nivel de concentración de determinados elementos en el ambiente, por lo que es un indicador sobre el estado de calidad del mismo; mientras que los otros, expresan el nivel de concentración de determinados parámetros presentes en emisiones vertidas en el ambiente, por lo que se busca garantizar un control ambiental de las actividades económicas asociados a una determinada industria contaminante (MINAM, 2017).

2.2.9 Evaluación de Riesgo Ecológico

- **Riesgo Ecológico**

Según Myles & Wotherspoon (1998), riesgo es un resultado probable de que ocurra un acontecimiento en conjunto con sus posibles efectos adversos, los cuales repercuten en un grupo de personas, animales, la propiedad, instalaciones o el medio ambiente. Es decir, se puede simplificar como una función respecto a la ocurrencia de un incidente y las consecuencias que este conlleva. Por tanto, vinculando este concepto con uno direccionado al medio ambiente, se obtiene que el riesgo ecológico puede ser definido como un procedimiento que permite calcular la probabilidad de ocurrencia de que un impacto negativo suceda entorno a cualquiera de los elementos de un ecosistema (Badii & Garza, 2005).

Por otro lado, Brock (1994) menciona que el riesgo ecológico también involucra el impacto que tienen las actividades humanas hacia el medio ambiente. Esto implicaría no solo el efecto nocivo de exposición ante un factor de estrés ambiental sobre los organismos vivos de una determinada área, sino también los efectos fisicoquímicos producidos por actividades antrópicas. Por ende, con la finalidad de reducir estos riesgos asociados a la contaminación, se debe trabajar bajo una forma específica de evaluación ambiental, que implique la

caracterización contaminante y sus impactos sobre la salud humana, calidad del medio ambiente y la propiedad (Xu & Liu, 2009).

- **Fundamentos de la Evaluación de Riesgo Ecológico**

La evaluación de riesgo ecológico fundamenta sus inicios alrededor de 1980 en Estados Unidos, cuando se empezó a manifestar la necesidad de implementar técnicas de evaluación para determinar el impacto que generan las actividades humanas sobre el medio ambiente (Badii & Garza, 2005). Así, realizar una evaluación de riesgo ecológico (ERE) tiene como objetivo determinar la probabilidad del impacto que genera o ha generado en algún momento algún agente estresor en el medio ambiente para así establecer medidas adecuadas que permitan regularizar y controlar su impacto negativo (CENMA, 2014). Por ello para determinar la magnitud y las consecuencias del daño ocasionado por estos contaminantes, será necesario considerar que estos dependen de diversos factores, como el medio abiótico impactado, su naturaleza, toxicidad hacia los organismos, forma de dispersión, resistencia de los organismos afectados, entre otros (Asante-Duah, 1993).

En términos generales, la realización de una evaluación de riesgos implica realizar un proceso de asignación de magnitudes y probabilidades para los efectos adversos de las actividades humanas o de las catástrofes naturales (Badii & Garza, 2005). Por ello, adoptar una metodología de evaluación de riesgo es fundamental para la toma de decisiones en materia ambiental, pues involucra obtener resultados que justifiquen la protección del medio natural y la salud humana a pesar de que esta pueda representar un costo alto de realización y cuente con poca investigación científica para su realización y tratamiento de información (Magariños, 2011).

3. CAPÍTULO III: ÁREA DE ESTUDIO Y MARCO METODOLÓGICO

3.1 Área de estudio

Dentro de los departamentos que conforman la Amazonía peruana, el foco de estudio de esta investigación es el departamento de Loreto. Esta región no solo contiene alrededor de 10 lotes de extracción petrolera y parte del ONP, también es fuente de diversos cuerpos de aguas continentales que forman la cuenca amazónica. La *Figura 11* muestra dos mapas que permiten mostrar la delimitación del área de estudio; al lado izquierdo (a), se encuentra el mapa del Perú para referenciar geográficamente a Loreto como foco de estudio; mientras que, al lado derecho (b), se observa un mapa de las cuencas hidrográficas del territorio nacional, de donde se resalta el departamento de Loreto y las cuencas que lo conforman.

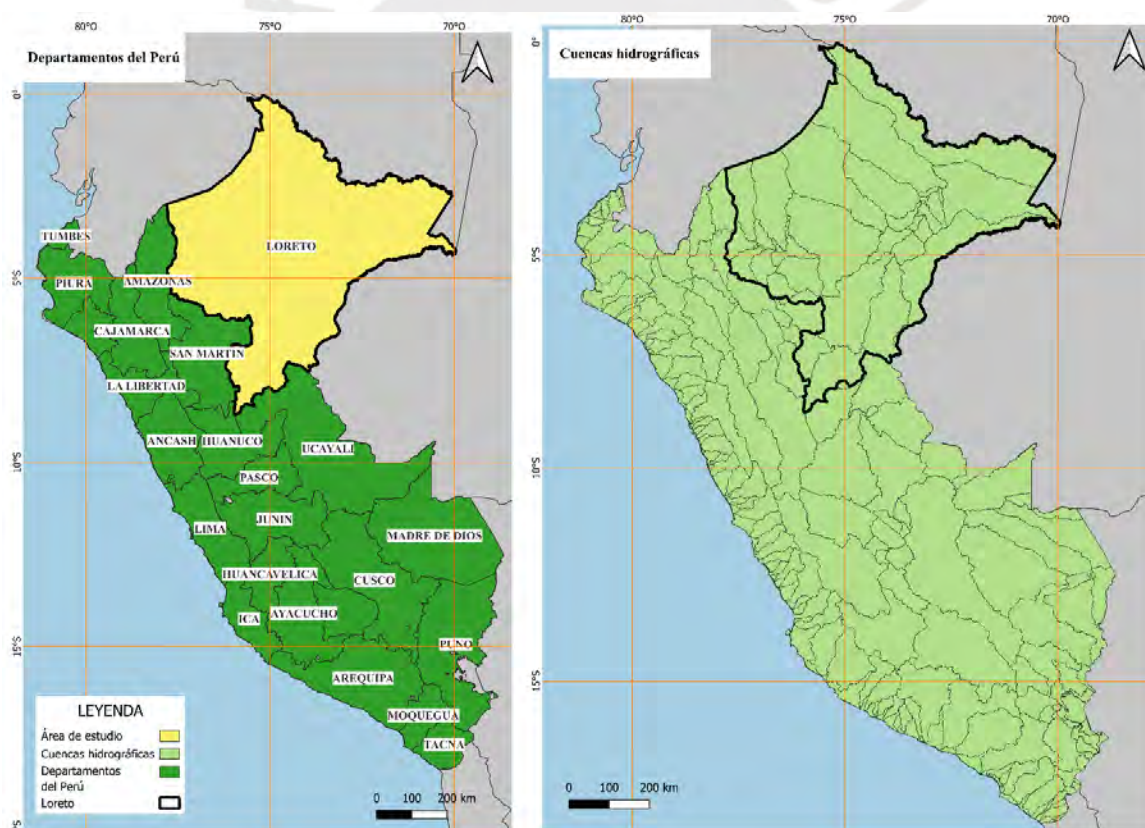


Figura 11 (a) Loreto dentro del mapa del Perú. (b) Región Loreto y sus cuencas dentro del mapa de cuencas hidrográficas del Perú

Nota: Elaboración propia

3.2 Metodología

3.2.1 Diseño de la investigación

El estudio realizado en esta investigación es de carácter cuantitativo. Por un lado, este enfoque permite evaluar una realidad objetiva asociada a los derrames de petróleo en territorio amazónico peruano a partir del uso de datos numéricos debidamente organizados. De esta forma, para realizar la investigación propuesta, se emplea información pública de entidades como OEFA (OEFA, 2023) y ANA (ANA, 2023) que puede ser tratada estadísticamente sobre los derrames de petróleo en la Amazonía peruana, y que además se puede identificar la localización de derrames por año mediante coordenadas geográficas, causas, principales contaminantes, áreas impactadas, concentraciones de los principales contaminantes de petróleo, entre otros.

Por otro lado, una investigación de carácter cuantitativo permite ahondar también en una revisión de la literatura profunda. Su importancia radica principalmente en lo relevante que es para el planteamiento del problema, el cuerpo de la investigación y la etapa de análisis e interpretación de datos (Sampieri et al., 2014). Es decir, contar con una buena base de revisión de la literatura, permitirá darle al estudio una mejor interpretación de los valores numéricos analizados. A su vez, esto permitiría una mejor delimitación del espacio-tiempo ya que es necesario saber en qué horizonte se deben analizar los datos que se vayan a emplear. Así, para este estudio, se emplea una línea temporal que comprende los años 2011-2022, donde se evalúa los datos relacionados a derrames de petróleo y las principales concentraciones de contaminantes registrados asociados al petróleo dentro de los monitoreos de calidad de agua de cada cuenca evaluada.

Finalmente, el desarrollo de la presente investigación es de carácter no experimental. Este tipo de diseño de investigación se basa en sucesos o contextos que se han dado sin la intervención directa del investigador, por lo que netamente el estudio se centra en observar los

acontecimientos tal y como se dan en su contexto natural, sin alterar deliberadamente las variables y así realizar su posterior análisis (Agudelo et al., 2008). Como se menciona anteriormente, en este caso solo se ha trabajado con información que las entidades y sus especialistas han podido recolectar acerca de los derrames de petróleo y las concentraciones de sus contaminantes en las aguas continentales de la Amazonía peruana.

3.2.2 Búsqueda de información

Se ha realizado una búsqueda exhaustiva de la literatura que incluyen documentos académicos, gubernamentales y de la industria petrolera en territorio nacional e internacional, donde se enfatiza el impacto que tienen los derrames de petróleo sobre todo en cuencas hidrográficas de agua dulce pertenecientes a la Amazonía peruana o en entornos similares. En primer lugar, se exploró literatura variada en cuanto a términos y definiciones importantes que permiten entender a fondo la presente investigación, esto mediante textos y artículos disponibles en plataformas online como Springer (Springer Nature, 2023), Elsevier (Elsevier, 2023), Google académico (Page, L & Serguéi, B., 1998), etc. En estas, las principales búsquedas inicialmente se dieron utilizando palabras claves como: “oil spills freshwater”, “remediation techniques in freshwater”, “petróleo” o “derrames de petróleo en la Amazonía”, para posteriormente realizar búsquedas con mayor detalle como: “Oil spills peruvian basins”, “ecological risk oil spills”, “derrames de petróleo en la Amazonía peruana”, entre otros. Los resultados mostraron gran cantidad de información que fue distribuida a lo largo del marco conceptual, antecedentes de investigación, discusión y formaron parte de las primeras definiciones introductorias para la redacción final de este trabajo

Por otro lado, se llevó a cabo una exploración de literatura regional a lo largo de la Amazonía occidental, de tal forma que comprenda las principales causas de los derrames de petróleo en esta zona y el impacto que han tenido tras su ocurrencia. En cuanto a la Amazonía peruana, se ha investigado a profundidad acerca de los derrames de petróleo mediante literatura

nacional e internacional como documentos de investigación realizados anteriormente y que forman parte de los antecedentes de esta investigación.

3.2.3 Recopilación y tratamiento de datos

En cuanto a la recopilación de datos, se realizaron dos solicitudes de acceso a la información acerca de los derrames de petróleo en la Amazonía peruana. La primera fue dirigida a OEFA por medio de su plataforma de acceso a la información pública (OEFA, 2016), de forma virtual y mediante un llenado de un formulario donde se dejó información personal y pertinente para recibir la información vía correo. Esta solicitud fue hecha por el asesor de la presente investigación, quién por medio de su correo electrónico recibió una carta identificada como N° 00657-2023-OEFA/RAI del 13 de marzo del 2023, donde se confirma el entregable de la solicitud por medio de un documento Excel en el cual se muestra:

- ❖ Fecha en que ocurrió la emergencia (derrame)
- ❖ Coordenadas WGS84 de los derrames
- ❖ Lugar (distrito, provincia, departamento) donde se registraron los derrames
- ❖ Nombre de la instalación y unidad fiscalizable donde ocurrió el derrame y su respectiva empresa operadora.
- ❖ Causa de la emergencia
- ❖ Cantidad de barriles de petróleo
- ❖ Área afectada (en m²) y el tipo área afectada, ya sea suelo, agua, vegetación, etc.

En cuanto a los datos solicitados en Osinergmin, estos fueron tramitados en enero del 2024 presente año por el asesor en mención. El proceso de dicha solicitud fue similar al caso anterior a través de la web del sistema de acceso a la información pública (Osinergmin, 2017), mediante el llenado correspondiente de datos, la entidad en cuestión entregó un documento Excel con la información solicitada. Sin embargo, para la presente investigación se ha visto por

pertinente no considerar estos datos como la base del análisis de los derrames de petróleo en la Amazonía peruana por las siguientes limitaciones.

- ❖ No contiene información de coordenadas WSG84, por lo que no se puede georeferenciar los puntos donde suscitaron los derrames y tampoco permite la compatibilización posterior respecto de los valores tomados de contaminantes en una estación cercana.
- ❖ Al no contar con las coordenadas WSG84, la segunda opción es ver el distrito y evaluar la cercanía de este hacia alguna cuenca evaluada; sin embargo, existe una gran cantidad de datos no referenciados que imposibilitan dicho accionar, además se consideran datos muy generales que no aporta al estudio.
- ❖ No cuenta con detalles del producto detectado en el accidente a diferencia de los datos de OEFA, ya sea crudo, agua con hidrocarburos, fluido de producción, etc.
- ❖ El área de impacto no es precisa, y los valores numéricos destinados a cada componente ambiental son difíciles de distinguir, además, cuenta con muchos valores no registrados.

Por otro lado, para la obtención de las concentraciones de contaminantes a evaluarse en el análisis de riesgo ecológico potencial y los niveles de contaminación por el factor de contaminación (FC), se empleó la plataforma Visor por Cuencas (ANA, 2023). Para acceder a ella, se hizo una búsqueda online en Google digitando “Observatorio Nacional de Recursos Hídricos” y luego se ingresó a la sección “visor”; en esta se encontró un mapa del Perú, donde a partir de una búsqueda por cuencas en la sección temática de Calidad de Agua, se pudo identificar monitoreos por años que mostraron los diversos contaminantes dentro de cada cuenca.

En tal sentido, para la extracción de información, la plataforma Visor por Cuencas (ANA, 2023) brinda documentos en formato Excel de donde se puede contar con datos mencionados anteriormente, los cuales mediante una la creación de documentos Excel propios, se pudo llegar

a organizar de mejor forma la información por cuenca y así proceder con la evaluación según la metodología aplicada en esta investigación. Cabe resaltar que los años disponibles de valores de monitoreo registrados en el Visor de Cuencas, solo abarca desde los años 2014 al 2021; sin embargo, dado que están dentro del horizonte planteado (2011-2022) son valores que pueden ser aprovechados para la discusión de este estudio.

3.3.4 Métodos: Estudio de caso

a) Caracterización de los derrames de petróleo

Una caracterización consiste en elaborar una serie de respuestas netamente descriptivas a partir de la evaluación de datos cuantitativos o cualitativos con el objetivo de conocer de cerca y comprender, las estructuras, dinámicas e incidencias de un objeto de interés (Sánchez, 2011). Para el caso de esta investigación, realizar una caracterización de los derrames de petróleo es importante no solo para conocer el impacto que estos generan en el horizonte temporal analizado (2011-2022), sino también para comprender las causas que lo producen, identificar los tipos de área de mayor impacto de estos accidentes, evaluar su recurrencia año tras año, entre otros.

Para su realización, inicialmente se filtraron y organizaron la información solicitada a OEFA en cuanto a los derrames de petróleo, para así contar con una base sólida de datos que refleje la realidad del área de estudio. Por otro lado, con la ayuda de programas de procesamiento de datos para la obtención de gráficos estadísticos, mapas o figuras como Excel o de geolocalización como el QGIS (Sutton et al., 2023), es posible realizar una descripción a detalle sobre los derrames de petróleo y debatir su repercusión. La elección de usar un sistema de información geográfico (SIG) como software de georreferenciación, se basa en su facilidad para almacenar e integrar información, la cual acelera a su vez el proceso de análisis comparativo respecto de los diversos puntos de derrame y monitoreo evaluados en la presente

investigación. De esta manera, esta caracterización permite obtener un paso importante para la siguiente fase de este trabajo, ya que al conocer cuáles cuencas hidrográficas son las que tienen mayor recurrencia de impacto por derrames de petróleo, estas podrán ser tomadas como base de estudio para la evaluación y diagnóstico de contaminación por agentes tóxicos del petróleo en el agua para el horizonte planteado.

b) Factor de Contaminación y Riesgo Ecológico potencial

El Riesgo Ecológico Potencial, en adelante PERI, es un parámetro que fue tomado de la propuesta metodológica planteada por Lars Hakanson en 1980 con dirección a la obtención de un diagnóstico del riesgo ecológico para el control de la contaminación acuática en lagos/cuencas y su posterior mejora acorde a la situación en la que se encuentre el entorno contaminado (Hakanson, 1980). Esta metodología tiene gran repercusión como herramienta para diagnosticar los niveles de contaminación en las cuencas evaluadas de la presente investigación, de tal forma que permita observar si existe mayor o menor incidencia de determinados componentes tóxicos asociados al petróleo; y de esta manera, conocer el potencial de riesgo ecológico contenido en las cuencas hidrográficas de mayor afección en la Amazonía peruana. Para ello, Hakanson, (1980) menciona que se debe tener 4 requisitos previos que permitan afianzar y diferenciar entre la determinación de factores de contaminación y un riesgo ecológico potencial, lo cuales se mencionan a continuación:

1. El requisito de la concentración: Este punto trata acerca de las concentraciones de contaminantes a evaluar y cómo influyen en la determinación de un nivel de contaminación a través de los factores de contaminación, en adelante FC. Además, se menciona la importancia que tienen los valores de concentración de fondo (CBG) como parte de la obtención de FC, siendo estos un conjunto de concentraciones de fondo naturales o de referencia preindustrial para las sustancias a considerar.

2. El requisito numérico: Es importante considerar una cantidad considerable de sustancias a evaluar dentro del cálculo de FC o PERI, esto con la intención de diferenciar las zonas que se estén evaluando a partir del origen de las muestras. Sin embargo, no se debe dejar de lado que esta cantidad sea un número limitado de sustancias, esto con la intención de no perder información que pueda ser dejada de lado si se junta todo de forma de desproporcionada.
3. El requisito del factor tóxico: Hakanson menciona que se debe tener en cuenta que las diferentes sustancias a evaluarse dentro de la obtención del PERI, tienen diversos efectos tóxicos en sistemas acuáticos. Para ello, se enfatiza la importancia de hablar sobre la abundancia del compuesto en el entorno, que indica que existe una proporción entre la toxicidad y la rareza del mismo respecto a una cantidad determinada; el efecto sumidero, que explica que las sustancias dejan diferentes huellas en los sedimentos de un entorno acuático; y el factor de dimensión comparable, para el cual se define al parámetro factor toxicológico sedimentario (St) y el factor de respuesta tóxica (Tr), que serán determinantes para la obtención del PERI debido a que contienen efectos ecológicos que no se ven al momento de hallar los factores de contaminación.
4. El requisito de la sensibilidad: Hace referencia a que existe un nivel de sensibilidad del componente acuático respecto de la incidencia de determinadas sustancias tóxicas. Su análisis y cálculo dentro de la obtención del PERI, implica emplear los mismos contaminantes a los cuales previamente se determinó su concentración y, además, incluir al índice de bioproducción, en adelante BPI, como un parámetro característico del entorno a evaluarse que estandarice de forma referencial la misma sensibilidad en un determinado entorno acuático como las cuencas de la Amazonía peruana.

De esta forma, teniendo en cuenta los dos primeros requisitos de Hakanson anteriormente expuestos, se puede calcular en primera instancia el factor de contaminación (FC), que permite medir los niveles de contaminación de un determinado agente tóxico. Este factor se determina mediante la división entre la concentración media del contaminante analizado (C_o) en mg/L, y el valor de concentración de fondo (CBG) en mg/L, como se muestra en la ecuación (1).

$$FC = \frac{C_o}{CBG} \dots\dots\dots(1)$$

Así, acorde al valor obtenido de FC, se pueden determinar niveles de contaminación clasificados en: $FC < 1$ (contaminación baja), $1 < FC < 3$ (contaminación moderada), $3 < FC < 6$ (contaminación severa) y $FC > 6$ (contaminación extrema) (Hakanson, 1980). Cabe resaltar que, en cuanto a los valores de C_o a emplearse en esta investigación, los datos han sido recopilados del Visor por Cuencas (ANA, 2023), de donde se extrajo las concentraciones en mg/L de los componentes asociados al petróleo en cada cuenca evaluada previamente como la más contaminada, y según los años disponibles. De esta forma, los contaminantes a evaluar con esta metodología son cuatro: aceites y grasas, hidrocarburos totales de petróleo (HTP) y metales pesados como el plomo (Pb) y mercurio (Hg). Estos agentes toxicológicos han sido seleccionados teniendo en cuenta el requisito numérico y de concentración planteado por Hakanson, pues de la lista de contaminantes que el Visor por cuencas muestra, estos han sido los que han evidenciado fluctuaciones mayores a una contaminación baja que no se han podido observar mediante cálculos sencillos de FC con concentraciones de otros contaminantes como el Cd, Ag, Cu, entre otros.

Cabe resaltar también que, en cuanto a los valores de CBG a usar para esta investigación, estos se encuentran asociados a valores referenciales obtenidos de los estándares de calidad ambiental para cada contaminante dentro de una región determinada. Para lo cual, se ha visto por conveniente emplear normativa nacional (Perú), de Brasil e internacionales tales como US

EPA (Environmental Protection Agency) y WHO (World Health Organization), teniendo en cuenta que los valores deben estar asociados a un contexto tropical amazónico. La elección de estas normativas se justifica, a partir del objetivo de contrastar los diversos valores de concentración base que las normas determinan para los contaminantes evaluados, cumpliendo además el requisito de concentración de Hakanson, que indica que el valor del CBG puede estar asociado a concentraciones de referencia preindustrial, lo cual hace que el hecho de emplear normativas de calidad ambiental sea aún más beneficioso para el estudio. La *Tabla 7*, muestra los valores de CBG (mg/L) por cada normativa elegida para esta investigación, donde ND hace referencia a la “*No Disponibilidad*” de la concentración base según el componente y norma mostrada para un entorno tropical a la Amazonía peruana.

Tabla 7 Valores de CBG (mg/L) disponibles y no disponibles (ND) según contaminante y normativa empleada

Equivalentes tóxicos evaluados	CBG (mg/L)			
	Perú	Brasil	EPA	WHO
Pb	0.0025	0.01	0.065	0.01
Hg	0.0001	0.0002	0.0014	0.006
Aceites y grasas	5	ND	ND	ND
HTP	0.5	ND	ND	ND

Nota: Elaboración propia

Ahora bien, en cuanto al cálculo del riesgo ecológico potencial, este puede ser calculado a partir de la comprensión de parámetros ya establecidos en los 4 requisitos planteados por Hakanson. El PERI se determina a partir de la sumatoria del riesgo ecológico potencial individual (E_r) de todos los elementos analizados; a su vez, este último depende de la sumatoria del producto del factor de contaminación (FC) y el factor de respuesta tóxica (Tr) (Hakanson, 1980) tal y como se observa en la ecuación (2).

$$PERI = \sum_i^n E_r^i = \sum_i^n T_r^i \times FC^i \quad \dots\dots\dots (2)$$

En el caso de los factores de contaminación (FC), estos ya han sido calculados con la explicación previa a este punto para los contaminantes analizados; entonces, es necesario profundizar en la obtención del factor de respuesta tóxica (Tr) para la determinación del PERI. Hakanson, (1980) menciona que, para el caso de algunos metales, el valor de Tr depende de un requisito de factor toxicológico sedimentario (St) y otro de sensibilidad denominado índice de bioproducción (BPI), con los cuales a partir de cálculos matemáticos es posible obtener los valores de Tr. Es importante mencionar en este punto que, el cálculo final del PERI fue direccionado solo a los metales pesados de los contaminantes previamente seleccionados, es decir, plomo (Pb) y mercurio (Hg). Esto se debe a que dentro de la obtención de los valores de St en la investigación de Hakanson, no se cuenta con valores St para los HTP y los aceites y grasas pertenecientes al petróleo, pues no forman parte de los metales pesados evaluados en muestras sedimentarias con las cuales Hakanson halló este parámetro.

Por un lado, el valor de St está asociado a la abundancia del contaminante como sedimento en un medio acuático y es la que permite evidenciar el requisito de sensibilidad como parte de la obtención del PERI. Hakanson (1980), menciona que la determinación de este parámetro está condicionado a divisiones y redondeos bajo su propio criterio a partir de números de abundancia, metales pesados seleccionados dentro de su investigación, donde se tenga en cuenta que los valores finales de St no se encuentren numéricamente desproporcionados y sean prácticos de uso. Sin embargo, esta simplificación de su obtención, significa que no se están evaluado otros parámetros que deberían ser importantes de estudiar como el tiempo de retención, el PH del sedimento respecto del agua o la alcalinidad del sedimento respecto del agua (Hakanson, 1980).

Por otro lado, en cuanto al BPI, Hakanson, (1980) considera que su determinación debe estar asociada a valores de contenido orgánico y de nitrógeno, parámetros que considera pueden usarse de forma generalizada, sencilla y útil dentro del cálculo del Tr. Para el caso de esta investigación, se emplea un valor de BPI = 5, el cual se considera como un valor referencial para cuerpos de agua moderadamente eutróficos (Hakanson, 1980). A partir de lo mencionado anteriormente acerca del St, el BPI y sus especificaciones a usar dentro de un entorno Amazónico, la Tabla 8 muestra los las ecuaciones finales empleadas para la determinación del factor de respuesta tóxica (Tr) y los valores estandarizados del factor toxicológico sedimentario (St) por cada metal planteados por Hakanson, de éstas son empleadas para esta investigación las asociadas al plomo y mercurio.

Tabla 8 Ecuaciones del factor de respuesta tóxica (Tr) y valores finales usados de St

Sustancia	Valor St	Cálculo del Tr
Hg	40	$40 \times 5/BPI$
Cd	30	$30 \times \sqrt{5} / \sqrt{BPI}$
As	10	10
Pb	5	$5 \times \sqrt{5} / \sqrt{BPI}$
Cu	5	$5 \times \sqrt{5} / \sqrt{BPI}$
Cr	2	$2 \times \sqrt{5} / \sqrt{BPI}$
Zn	1	$1 \times \sqrt{5} / \sqrt{BPI}$

Nota: Adaptado de *An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach*, por Hakanson, L (1980)

Finalmente, con las formulaciones previamente explicadas y desglosadas para el cálculo del PERI, es posible conocer la clasificación del riesgo ecológico potencial acorde al valor específico que se pueda obtener con la evaluación del Hg y el Pb en las cuencas de mayor impacto por derrames de petróleo en la Amazonía peruana. De esta manera, Hakanson, (1980) menciona que teniendo en cuenta los cuatro requisitos planteados para el entendimiento del PERI, es posible determinar el riesgo ecológico potencial para cuerpos de agua clasificados de la siguiente manera: bajo ($PERI < 150$), moderado ($150 < PERI < 300$), considerable ($300 < PERI < 600$) y muy alto (> 600).

Cabe resaltar que, en cuanto a la presentación de resultados de los factores de contaminación hallados y el riesgo ecológico potencial obtenido, estos son posibles de graficar en mapas elaborados con el programa QGIS donde se distinguen estos parámetros en las cuencas seleccionadas de estudio pertenecientes a la Amazonía peruana. Esta opción fue la seleccionada debido a que las concentraciones de los contaminantes seleccionados para su evaluación del FC y PERI, cuentan con coordenadas WGS 84 que permiten ubicarlos y debatir su procedencia con los puntos de derrame de petróleo ubicados acorde a la caracterización hecha de estos acontecimientos u otras actividades que puedan condicionar valores altos de estos parámetros.

Así, como parte de la aplicación de esta metodología, se puede obtener resultados que traduzcan la situación actual de las cuencas hidrográficas contaminadas por el impacto de derrames de petróleo en la Amazonía peruana. Con ello, se logra conocer el nivel de contaminación asociado a las concentraciones de los principales agentes toxicológicos del petróleo en el agua y en particular, el riesgo ecológico potencial que produce el Pb y Hg bajo las condiciones establecidas. Además, la aplicación de esta metodología, es trascendental para el debate acerca de la incorporación de determinadas estrategias de remediación a la gestión de derrames de petróleo en la Amazonía peruana, dándole énfasis a aquellas que cuentan con un vasto historial de derrames de petróleo y altos niveles de contaminación y riesgo ecológico determinados.

- **Limitaciones**

Acerca de la metodológica planteada por Hakanson (1980), existen diversas limitaciones que son necesarias tener en cuenta con intención de que este estudio sea lo más transparente posible. A continuación, se enlistan las principales limitaciones identificadas en la elaboración de esta investigación.

- En primer lugar, el método utilizado para medir el riesgo ecológico potencial está asociado con sedimentos o muestras sedimentológicas (Hakanson, 1980). En ese sentido, para estimar el PERI con un bajo nivel de incertidumbre, sería necesario tomar muestras sedimentarias en las cuencas hidrográficas evaluadas de la Amazonía peruana y hacer el respectivo recalcu del valor del PERI. Sin embargo, esta limitación no es del todo excluyente, ya que existen estudios en los cuales se ha aplicado el cálculo del PERI para aguas superficiales (Ojekunle et al., 2016) o aguas subterráneas (Egbueri, 2020), lo cual permite extrapolar su uso en aguas continentales como las pertenecientes a la Amazonía peruana.
- En segundo lugar, si bien se está cumpliendo con el requisito numérico para delimitar la cantidad de metales pesados empleados en la obtención del PERI (Hakanson, 1980) en esta investigación, este podría llegar a extenderse con la inclusión de otros metales pesados como el cadmio (Cd), cromo (Cr) o el Zinc, lo cuales se ha evidenciado que generan efectos negativos al medio ambiente y la salud de los seres humanos (O'Callaghan-Gordo et al., 2021).
- Seguidamente, el enfoque de esta metodología permite obtener el potencial de riesgo ecológico de forma rápida y sencilla tal y como se explicó en los pasos descritos previamente siguiendo los requisitos de obtención planteados (Hakanson, 1980). Sin embargo, al simplificar su operación se está dejando otros aspectos que deberían de evaluarse dentro del concepto de riesgo ecológico como el caso del PH de las sustancias en el medio acuático, la alcalinidad de las sustancias, el impacto de morfometría (forma del cuerpo de agua, rugosidad o volumen) y la hidrología (tiempo de retención, flujo de agua o patrón de flujo), lo cual se ha exonerado en esta investigación por trabajar con muestras y datos públicos.

- De forma general, si bien el conjunto de datos extraídos del Visor por Cuencas (ANA, 2023) contiene la información de las concentraciones para los contaminantes evaluados (HTP, aceites y grasas, Pb y Hg) y hay diversos puntos de control que pueden ser referenciados a partir de coordenadas WGS 84, existen algunos otros donde las coordenadas no están disponibles. En ese sentido, la investigación solo ha priorizado en trabajar con aquellos datos que sí cuenten con este parámetro hasta la fecha, lo cual se sugiere estar en constante revisión y actualización de la información pública para así enriquecer la obtención de factores de contaminación y el riesgo ecológico potencial.



4. CAPÍTULO IV: RESULTADOS

4.1 Caracterización de los derrames de petróleo en la Amazonía Peruana

4.1.1 Evolución espacio-temporal de derrames de petróleo

En primer lugar, para el horizonte planteado (2011-2022), la información obtenida de OEFA puede organizarse en una distribución de derrames de petróleo por lote de extracción y su principal sistema de transporte, el Oleoducto Norperuano (ONP). La *Tabla 9* presenta la información numérica del conteo global de derrames de petróleo (450 datos) y su porcentaje de ocurrencia distribuida por lotes de extracción y en ONP. Además, en la misma tabla, se indica el volumen vertido en barriles, unidad estándar elegida por demasía dentro del conjunto de datos extraídos de OEFA (2023) y uniformizada mediante transformaciones equivalentes respecto de otros datos como galones, m³, kg y litros, que permiten reflejar el volumen de petróleo identificado en los diversos lotes y el ONP de la Amazonía peruana con su respectivo porcentaje de ocurrencia. Para ambos casos, el porcentaje de ocurrencia representa la fracción porcentual del total de derrames o volumen vertido en los lotes de extracción o el ONP respectivamente.

Tabla 9 Cantidad de derrames y volumen vertido en lotes de extracción y el Oleoducto Norperuano (ONP)

Lote	Ubicación	Número de derrames	% Recurrencia	Volumen vertido (Barriles)	% Ocurrencia
1AB/192	Selva Norte	186	42.18	4160.61	7.81
8	Selva Norte	154	34.92	9579.96	17.98
31-E	Selva Central	7	1.59	29.5	0.06
67	Selva Norte	5	1.13	6.37	0.01
95	Selva Norte	35	7.94	558.08	1.05
ONP	Selva peruana	54	12.24	38937.55	73.09
TOTAL		441		53272.07	

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Como se puede observar, hay una cantidad de 9 datos no considerados dentro del conteo por lotes y el ONP de la *Tabla 9*, es decir solo se evaluaron 441 de los 450. Esto es porque los

valores restantes tienen un porcentaje de ocurrencia menor al 1% y por ende solo son mencionados a continuación: Camión cisterna (2), Oleoducto tramo Pacaya-Puerto Oriente (1), Planta de ventas Iquitos (2) y Refinería Iquitos (4). En cuanto al volumen vertido, existe un total de 153 datos de los 450 analizados que no han podido ser estandarizados a las unidades de barriles debido a que el banco de información brindado por OEFA no cuenta con dicha información, no habiendo colocado algún valor numérico o siendo diferenciado por el criterio “No Determinado” (OEFA, 2023). Para tener una mejor visualización de estos datos presentados en la tabla anterior, la Figura 12 muestra la distribución de lotes y el ONP en el mapa del Perú, además de detallar los puntos de derrames de petróleo en cada uno de ellos y recuadros de detalle para cada zona evaluada en esta investigación.

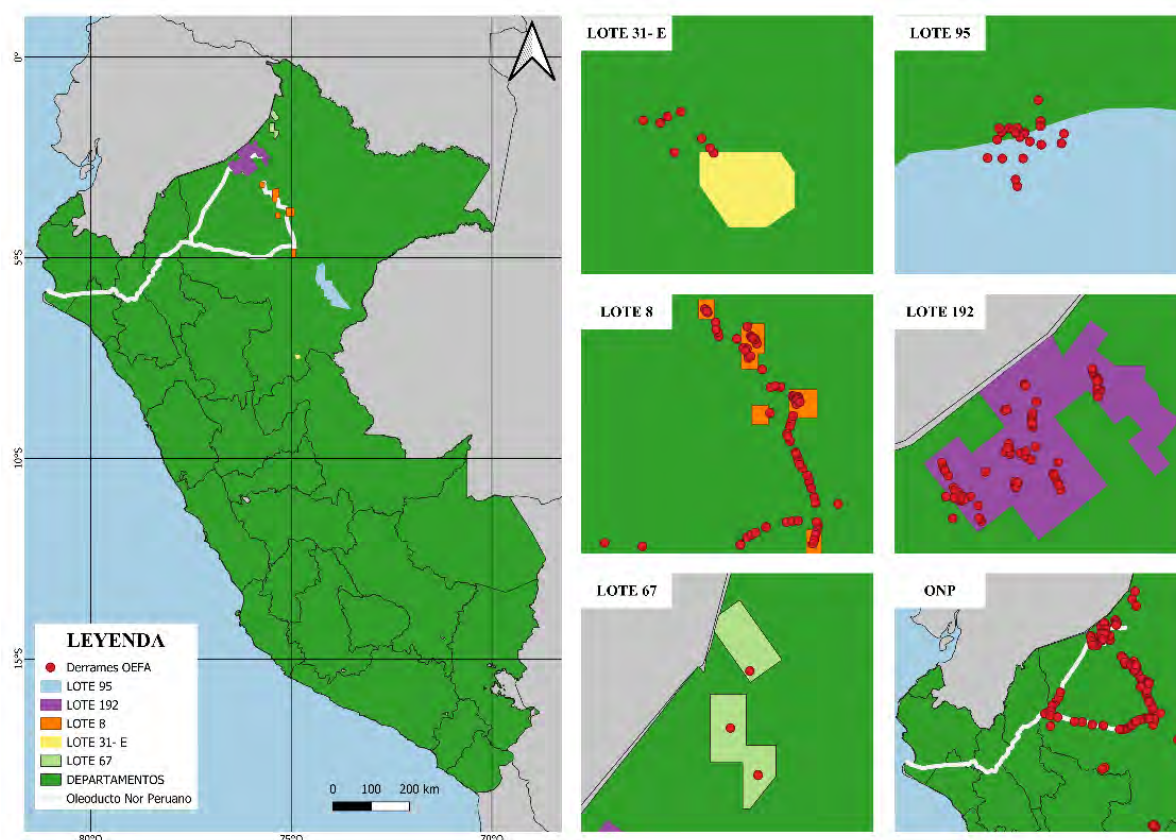


Figura 12 Derrames de petróleo distribuido por lote de extracción y el Oleoducto Norperuano en el periodo 2011-2022

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

En cuanto al horizonte temporal que comprende este estudio (2011-2022), se puede hacer un compilado de derrames de petróleo por año, el cual pone en evidencia la recurrencia de estos accidentes a lo largo del tiempo para el área de estudio. La *Figura 13* muestra el número de derrames y la cantidad de barriles de petróleo registrados por OEFA para el rango de años establecido, además de resaltar las cuencas hidrográficas que contienen mayores puntos de derrames a lo largo del tiempo dentro de Loreto.

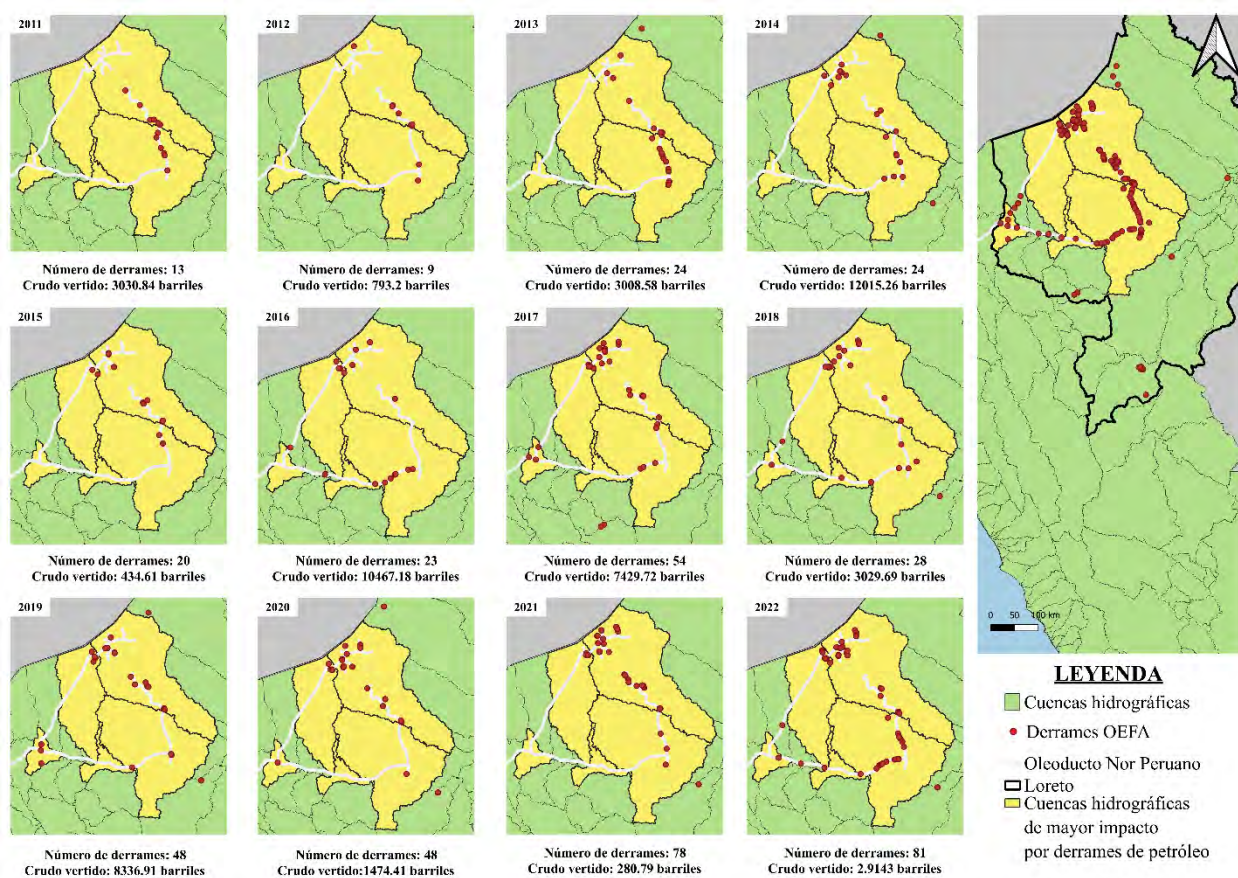


Figura 13 Cantidad de derrames de petróleo por año y crudo vertido en cuencas hidrográficas de la región Loreto

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

De la *Figura 13* se puede observar que, el historial de derrames de petróleo desde el 2011 al 2022 se focaliza sobre 5 cuencas hidrográficas que pertenecen a la zona de estudio: Pastaza, Tigre, Intercuenca 49877, Intercuenca Medio Maraón e Intercuenca Medio-Bajo Maraón. De estas, a pesar de que se puede apreciar en el tiempo que la Intercuenca 49877 contiene

mayor cantidad de derrames (11) de petróleo que la Intercuenca Medio Marañón (4), se ha optado por elegir a la Intercuenca Medio Marañón como la cuarta más afectada por los siguientes motivos:

- Al contrastar la información acerca de la evaluación de puntos críticos en la sección bajo el mismo nombre dentro del Visor por Cuencas (ANA, 2023), se observa que el promedio de puntos críticos para los últimos 4 años (2019-2022) es mayor en la Intercuenca Medio Marañón (5) que en la Intercuenca 49877 (2). Según lo indicado en la plataforma en mención, las posibles afectaciones evaluadas anualmente afectan a 2,250 ha de diversos cultivos y 780 viviendas que albergan a 3,711 familias para el caso de la Intercuenca Medio Marañón; mientras que en el caso de la Intercuenca 49877, el valor afectado ronda entre las 227 ha de cultivo y 150 viviendas que afectan a 1,008 familias.
- Adicionalmente, haciendo un filtrado de datos para los contaminantes evaluados en el cálculo del FC y PERI, se llega a ver que, para el caso de ambas Intercuencas, estas poseen resultados similares para ambos parámetros (solo FC para Pb, variable en todos los rangos y PERI bajo). Por ello, se prioriza la evaluación de puntos críticos como factor determinante en la elección de la Intercuenca Medio Marañón como cuarta cuenca más afectada por encima de la Intercuenca 49877, además que permitiría tener una mejor visión de la contaminación que sufre esta cuenca ya que como se mencionó, tiene una mayor población y locaciones ambientales vulnerables.

De esta forma, la *Figura 14* muestra un mapa de las cuencas hidrográficas del Perú con los ríos y quebradas que la conforman, evidenciando en primera instancia la importancia de la evaluación del recurso hídrico y su conservación debido lo que representa para el territorio nacional a lo largo de su extensión. Además, en la misma figura, a partir de los comentarios hechos de la *Figura 13*, se muestra las cuencas hidrográficas que han sido y son afectadas por

estos incidentes, las cuales son: la cuenca Pastaza, Tigre y las Intercuencas Medio Maraón y Medio Bajo Maraón.

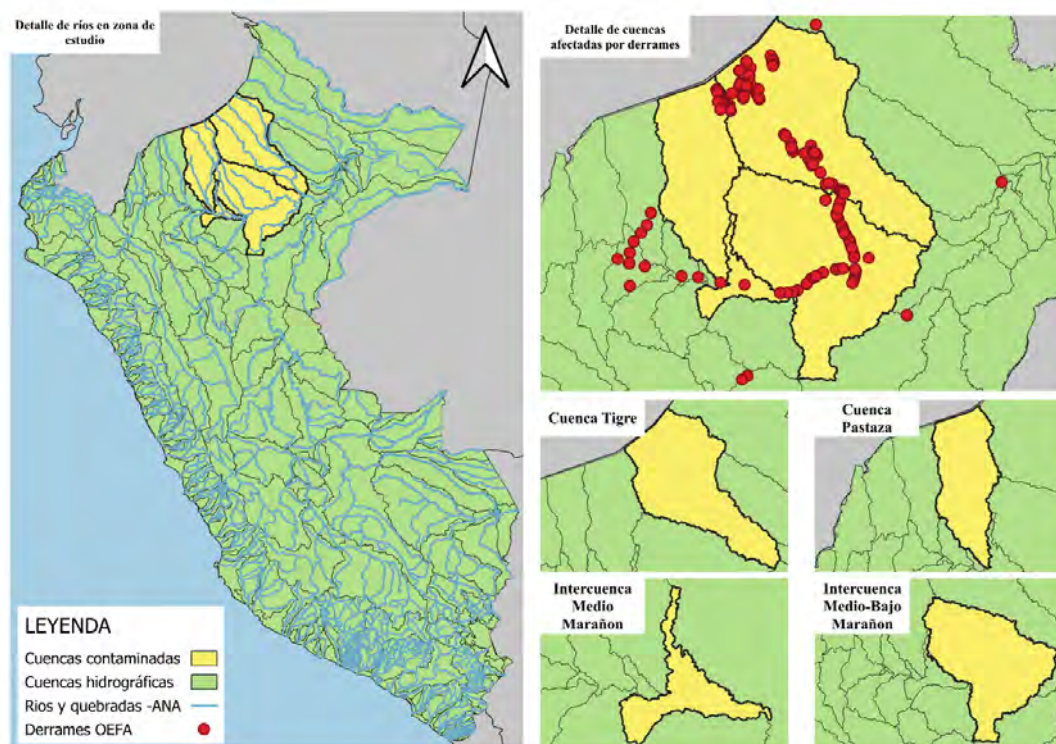


Figura 14 Cuencas hidrográficas de mayor afección por derrames de petróleo (Tigre-Pastaza, Medio Maraón y Medio Bajo Maraón) y los ríos y quebradas que los conforman.

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

4.1.2 Principales contaminantes y áreas impactadas por derrames de petróleo

Por un lado, en cuanto a los principales contaminantes encontrados en los derrames de petróleo identificados por OEFA para el horizonte temporal evaluado (OEFA, 2023), la Tabla 10 muestra esta información clasificada por la recurrencia de producto derramado para todos los años evaluados. Cabe resaltar que, para la obtención de esta tabla, ha sido necesario estandarizar los nombres como el caso del petróleo, que para el conteo general se ha incluido bajo el nombre de crudo; además, aquellos valores no identificados en el banco de información de OEFA, son expuestos bajo el nombre de “No determinado”.

Tabla 10 Principal producto industrial petrolero identificado en derrames de petróleo entre los años 2011-2014 en Loreto

PRODUCTO DERRAMADO	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	TOTAL
Aceites			1								2	4	7
Agua con hidrocarburos			1	1	3	1	7	1		1	4		19
Agua de producción				1	1		1				1		4
Agua de reinyección									4	4	2	1	7
Combustible residual HFO											2		2
Crudo	13	5	16	13	10	14	27	15	28	20	34	27	222
Diesel		2	4	4	4	2	2		8	3	3	2	34
Fluido con hidrocarburos							3						4
Fluido de producción		2	2	4	2	6	10	10	11	9	8		64
Gasolina								1	1	1			1
Hidrocarburo										4	15	45	66
Hidrocarburos con agua y sedimentos							3						3
Hidrolina										1			1
Lixiviados										1	1		2
Lodos de perforación										1	4		5
No determinado							1	1			2		4
Productos químicos										3		1	5
TOTAL	13	9	24	24	20	23	54	28	48	48	78	81	450

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Como se puede observar, hay productos derramados que no necesariamente se encuentran en todos los años evaluados dentro del horizonte de este estudio; sin embargo, existe

una tendencia de que la mayoría de gama de productos se distribuyan con mayor notoriedad para los últimos años (2019-2022). No obstante, es innegable notar que, la mayor recurrencia de productos derramados dentro de un accidente pertenece al crudo (222), cuya suma final se obtiene al adicionar las cantidades parciales en los años divididos del horizonte en cuestión, además de notar una clara constancia de recurrencia a lo largo de la misma. A este le siguen, los hidrocarburos (66), fluidos de producción (64), diésel (34) y agua con hidrocarburos (19). De estos, los más relevantes a destacar para este estudio son los hidrocarburos y agua con hidrocarburos, pues se asocian más al contaminante evaluado (HTP) y el recurso hídrico en cuestión.

A partir de lo visto en la *Figura 14* y la Tabla 10 con la determinación de las cuencas más afectadas por derrames de petróleo y productos asociados a la industria petrolera, se puede organizar esta información para apreciar la cantidad de derrames de petróleo que contemplen al crudo como su principal contaminante y si a este se le añade los productos vinculados con el petróleo, como los hidrocarburos y agua con hidrocarburos. En ese sentido, se presenta la *Tabla 11*, que filtra los datos correspondientes a los derrames de petróleo por años donde el crudo ha sido su principal producto derramado. Por otro lado, la Tabla 12 muestra de forma similar el número de derrames de petróleo en la cual se ha identificado al crudo, hidrocarburos y agua con hidrocarburos como principales productos en las cuencas Pastaza, Tigre y las Intercuencas Medio Marañón y Medio Bajo Marañón.

Tabla 11 Número de derrames en las cuencas Pastaza, Tigre, Medio Marañón y Medio Bajo Marañón donde el contaminante principal ha sido el crudo para los años 2011-2022

CUENCA AFECTADA	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	TOTAL
Pastaza					1	2	7	2	4	3	8	2	29
Tigre	6	3	5	4	4	1	12	3	12	10	18	4	82
Medio Marañón						1		1	1			1	4
Medio Bajo Marañón	6	2	9	6	3	7	5	5	1	2	4	15	65
TOTAL	12	5	14	10	8	11	24	11	18	15	30	22	180

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Tabla 12 Número de derrames en las cuencas Pastaza, Tigre, Medio Marañón y Medio Bajo Marañón donde el contaminante principal ha sido el crudo, hidrocarburos y agua con hidrocarburos para los años 2011-2022

CUENCA AFECTADA	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	TOTAL
Pastaza					1	3	7	3	5	3	8	11	41
Tigre	6	3	6	5	6	1	18	4	12	13	33	32	139
Medio Marañón						1		1	1			1	4
Medio Bajo Marañón	6	2	9	6	3	7	5	5	1	2	6	18	70
TOTAL	12	5	15	11	10	12	30	13	19	18	47	62	254

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Como se puede observar en la Tabla 11, de los 222 derrames para el crudo dentro del análisis del producto derramado, solo 180 se han podido ubicar dentro las cuencas principales evaluadas en este estudio. Esto debido a que algunos de ellos, no han podido ser ubicados mediante coordenadas WGS84 o pertenecen a cuencas aledañas de las que se evalúan en esta investigación. De igual manera que las causas de caso anterior, la Tabla 12 muestra que de un total de 307 accidentes, se han podido registrar solo 254; por ejemplo, solo se han ubicado dentro de las cuencas, 16 de los 19 incidentes donde el agua con hidrocarburos es el principal producto derramado y 58 de 66 derrames donde los hidrocarburos son los principales

contaminantes. A pesar de ello, para ambos casos, los registros de derrames en las cuencas seleccionadas de la Amazonía peruana llegan a representar poco más del 80 % dentro de las cuencas seleccionadas para los años evaluados. Esto indica que, a pesar de las limitaciones dentro del conjunto de datos brindados por OEFA (OEFA,2023), se puede evidenciar que existe una gran cantidad de derrames de la industria petrolera donde el crudo o aquellos productos vinculados a él, son una gran amenaza para el componente hídrico de la Amazonía peruana.

Por otro lado, continuando con la caracterización de derrames de petróleo, es importante analizar el tipo de área afectada por estos incidentes. La *Tabla 13* muestra el tipo de área afectada, la cantidad de derrames de petróleo que inciden en dichas zonas y el porcentaje de ocurrencia de cada una de ellas. Cabe resaltar que esta información contempla los 450 derrames de petróleo identificados por OEFA inicialmente, en la cual se ha estandarizado de una forma más simple el tipo de área afectada, esto permite contar con una mejor organización acorde a entornos identificables como el suelo, agua y aquellos no especificados (información dada por OEFA bajo los conceptos de “Por determinar”, “No afectó” o “-“).

Tabla 13 Tipo de área afectada por derrames de petróleo entre los años 2011-2022 en Loreto

Área afectada	Número de derrames	% Ocurrencia
Agua	18	4.0
Agua y Fauna	1	0.2
Agua y Vegetación	1	0.2
Estructuras industriales	14	3.1
Suelo	160	35.6
Suelo y Agua	59	13.1
Suelo, Agua y Estructuras industriales	1	0.2
Suelo, Agua y Sedimentos	5	1.1
Suelo y Vegetación	75	16.7
Suelo, Agua, Vegetación y Sedimentos	8	1.8
Suelo y Estructuras industriales	21	4.7
Suelo y Sedimento	1	0.2
No especificados	86	19.1
TOTAL	450	100%

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Los porcentajes de ocurrencia de la *Tabla 13* representan la cantidad fraccionaria porcentual de derrames para una determinada área respecto del total; sin embargo, se identifican porcentajes menores al 1% que podrían no ser tan representativos si se desglosa de esta forma. En ese sentido, se sugiere plantear como estrategia de mayor viabilidad de evaluación el agrupamiento de estas áreas afectadas en 4 parámetros. Los dos primeros por recurrencia e importancia a partir de su mayor aparición en la *Tabla 13*: el ambiente acuático (Agua) y terrestre (Suelo), y los otros dos, para otras áreas comprometidas (otros) y aquellos no especificados (no específica). Por ejemplo, para el caso del componente acuático, se ha visto por conveniente agrupar a todos aquellos tipos de área que contienen la palabra “agua” dentro de su denominación, siendo un caso especial el de “Suelo y Agua”, donde se considera de forma única y excluyente dentro área comprometida al recurso hídrico. De esta forma, la *Figura 15* permite apreciar el resumen de las cantidades de derrames de petróleo según los tipos área impactada agrupados, y así brindar la relevancia al estudio de aguas continentales ante los impactos generados por los derrames de petróleo en la Amazonía peruana.

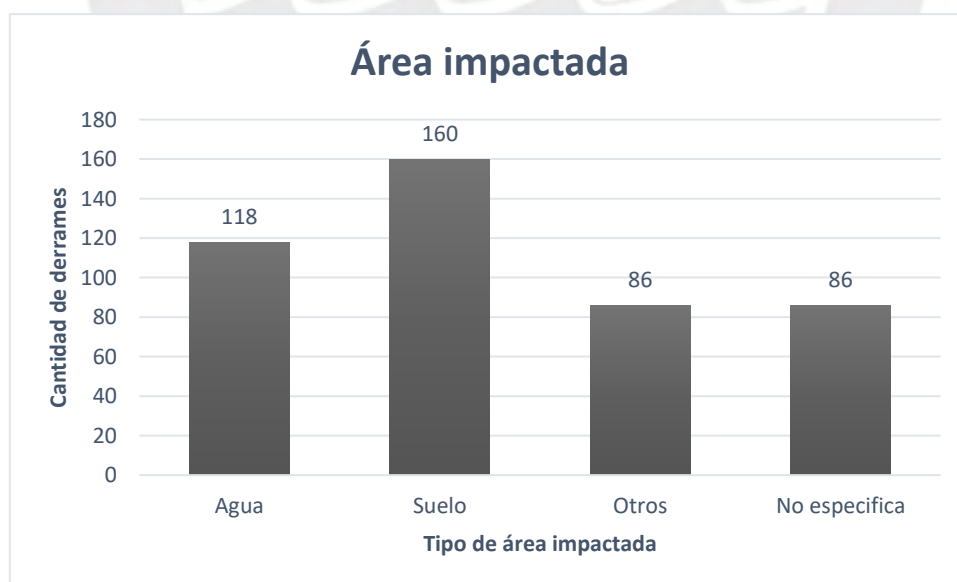


Figura 15 Cantidad de derrames de petróleo asociados a un tipo de área determinada entre los años 2011-2022 en Loreto

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Por otro lado, al evaluar los porcentajes de ocurrencia de la *Tabla 13*, se aprecia que hay una alta cantidad (19.1%) de valores de área afectada que no han sido especificados, por lo que es necesario buscar algún vínculo hacia el tipo de área afectada. Para ello, se emplea la sección de producto derramado identificado dentro del conjunto de datos brindados por OEFA, en específico para aquello donde el área afectada no pudo ser determinada o no cotó con información alguna. La *Tabla 14* muestra lo mencionado anteriormente, donde 4 de los 86 valores de área no especificada afectada por derrames de petróleo pertenece al producto agua con hidrocarburos, por lo que aún se puede notar la influencia de estos accidentes sobre el componente hídrico. Además, llama la atención el hecho de ser más incisivo en determinar el área afectada por estos accidentes, pues 42 y 28 datos pertenecen a los productos hidrocarburo y crudo respectivamente, principales condicionantes de que existe contaminación por derrames de petróleo.

Tabla 14 Productos de los derrames de petróleo registrados por OEFA durante el 2011-2022 asociados al tipo de área afectada no especificada

PRODUCTOS DERRAMADOS	Área no especificada
Aceites	4
Agua con hidrocarburos	4
Crudo	28
Diesel	5
Fluido con hidrocarburos	1
Fluido de producción	1
Hidrocarburo	42
Productos químicos	1
TOTAL	86

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

De esta forma, a partir de las figuras y tablas anteriores, se puede decir que las grandes cantidades de petróleo derramado generan un impacto ambiental que se extiende a diversos compartimientos ambientales de la Amazonía peruana e incluso estructuras industriales donde se explota este recurso. Después del suelo, el segundo entorno con mayor impacto por derrames

de petróleo viene a ser el agua, que de forma conjunta da un valor de 118 derrames que amenazan este recurso tan imprescindible para las poblaciones amazónicas y el entorno al cual pertenecen. También se ha visto que a pesar de que los datos registrados por OEFA no brindan una información detallada en 86 valores para el área afectada por estos accidentes, existe una tendencia de contaminación del recurso hídrico que no debe pasar desapercibido. Esto es evidente en 28 y 42 de los valores no especificados de área impactada, los cuales están vinculados al crudo e hidrocarburos respectivamente, por lo que implica realizar mayores esfuerzos de determinar el tipo de componente al cual afectan estos contaminantes.

4.1.3 Causas principales de los derrames de petróleo

Dentro de los territorios atravesados por infraestructura petrolera, tanto el medio ambiente como los pueblos que ancestralmente viven en/con ellos son lo que presentan mayor vulnerabilidad ante los accidentes de petróleo, causando serios daños ambientales y afectando la salud de los pobladores (Campanario & Doyle, 2017). Determinar las causas de los derrames de petróleo en la Amazonía peruana, permite tener un panorama global acerca del origen de estos sucesos y evaluar las medidas que controlen estos accidentes, no solo a nivel de la industria petrolera, sino también en conjunto con la población que habita en estos espacios afectados. A continuación, la *Figura 16* muestra un panorama global de las causas principales de los derrames de petróleo elaborados a partir de los datos brindados por OEFA.

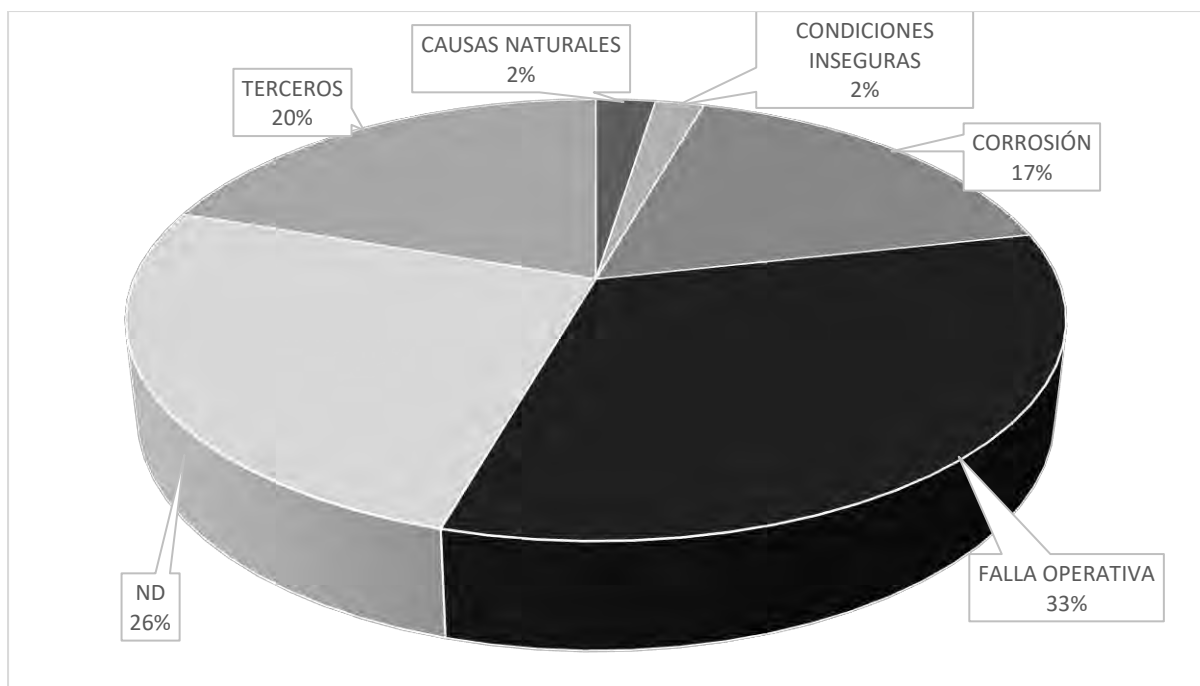


Figura 16 Causas principales de los derrames de petróleo durante el periodo 2011-2022 en Loreto

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Es evidente que, para el horizonte temporal y la cantidad de datos evaluados, existe una gran cantidad de derrames de petróleo cuyas causas no han podido ser determinadas (26%) hasta el momento de la elaboración de esta investigación. Si bien la mayor causa de derrames de petróleo según el análisis corresponde a las fallas operativas (33%), no puede pasar desapercibido que existan causas no determinadas con un alto porcentaje de recurrencia, puesto que accidentes de este tipo como ya se ha visto en sus impactos negativos, siempre debería presentar una causa. Teniendo en cuenta ello, algunas de las otras causas más comunes en un orden de mayor porcentaje son: accionar de terceros (20%), corrosión (17%) y entre otros como causas naturales y condiciones inseguras un 2%. Si se analiza estas causas a lo largo de los años, se puede intuir si estas variaciones de la recurrencia de una causa específica podrían estar afectado o mejorando la gestión de derrames de petróleo en la Amazonía peruana. Para ello, la *Figura 17* muestra la distribución de la cantidad de derrames asociado a cada causa mencionada por años dentro del horizonte evaluado para esta investigación.

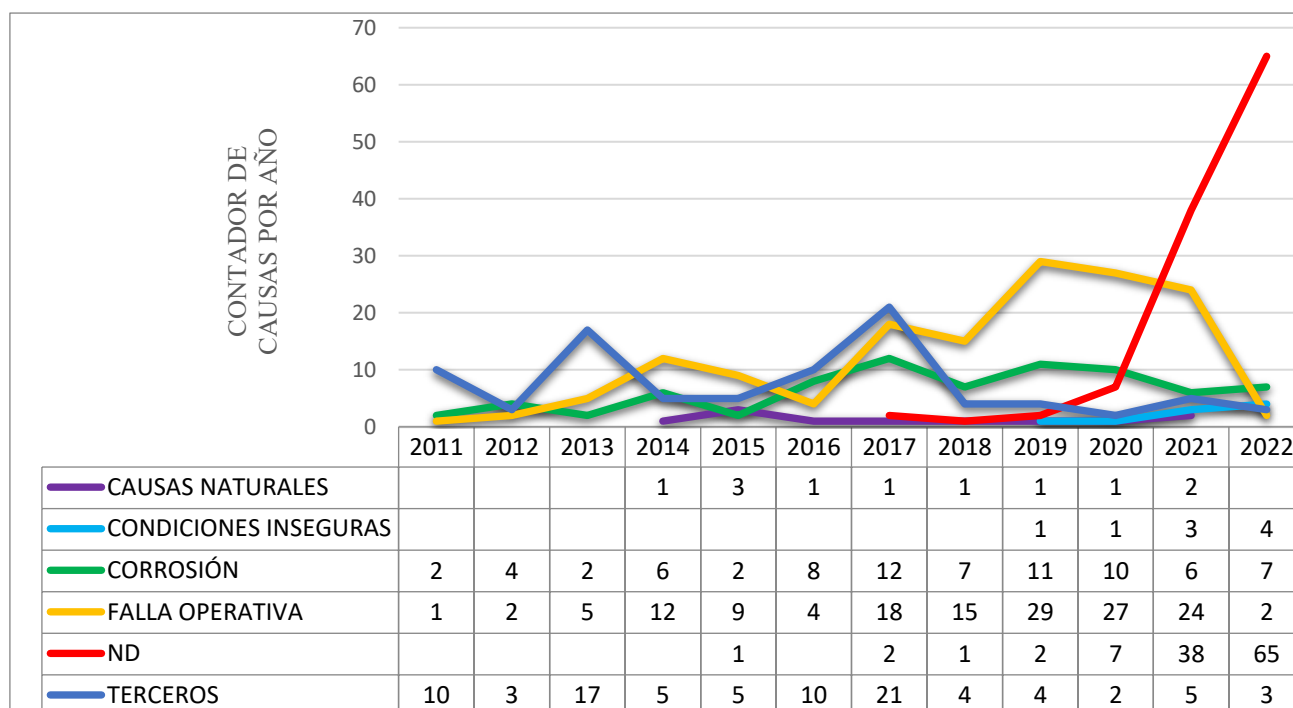


Figura 17 Causas de los derrames de petróleo durante el período 2011-2022 en Loreto

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

4.2 Evaluación de Riesgo Ecológico

4.2.1 Puntos de monitoreo empleados para la detección de concentraciones de contaminantes asociados al petróleo por cada cuenca evaluada

A partir de la recopilación de información descrita en la metodología, en primera instancia se presentan los puntos de monitoreo para cada cuenca determinada en la caracterización de derrames. Cabe resaltar que estos puntos de control son aquellos que brindan la información de diferentes concentraciones de contaminantes para evaluar su respectivo factor de contaminación (FC) y riesgo ecológico potencial (PERI), además de ser aquellos que se han podido referenciar por coordenadas extraídas del Visor por Cuencas (ANA, 2023). La *Tabla 15*, presenta el resumen de los puntos de monitoreo (control) extraídos para el horizonte temporal evaluado, el cual puede organizarse según las cuencas determinadas como más afectadas por derrames de petróleo en la presente investigación. Además, para visualizar estos

puntos de control/monitoreo a mayor detalle en una distribución espacial, revisar los Anexos 1-4.

Tabla 15 Puntos de monitoreo en las cuencas de Tigre, Pastaza y las Intercuencas Medio Marañón y Medio-Bajo Marañón para los años 2011-2022

	Cuenca Tigre	Cuenca Pastaza	Intercuenca Medio Marañón	Intercuenca Medio-Bajo Marañón
2014	16	0	3	7
2016	19	0	3	11
2017	9	23	3	11
2018	18	24	3	17
2019	17	62	0	0
2020	0	31	3	18
2021	32	36	0	0
TOTAL	111	176	15	64

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

4.2.2 Factores de contaminación (FC) determinado por cuenca

En base a la metodología para la determinación de los FC y ecuaciones respectivas, se han logrado obtener diversos resultados para los contaminantes evaluados. A continuación, se presentan diversas figuras que plasman los niveles de factores de contaminación obtenidos en las cuencas hidrográficas de mayor afección en Loreto, teniendo en cuenta sus diferencias acordes a los valores de concentración de fondo (CBG) que están asociados a las normativas ECA de Perú (Nacional), Brasil, EPA y WHO.

- **Cuenca Tigre**

En el caso de la evaluación de FC en la cuenca Tigre, se ha visto por conveniente primero presentar un mapa para el FC de HTP desglosada en años y de igual manera para los aceites y grasas. La *Figura 18* y la *Figura 19* muestran respectivamente esta información además de tener en cuenta que, los valores de FC están asociados al valor de CBG- Nacional.

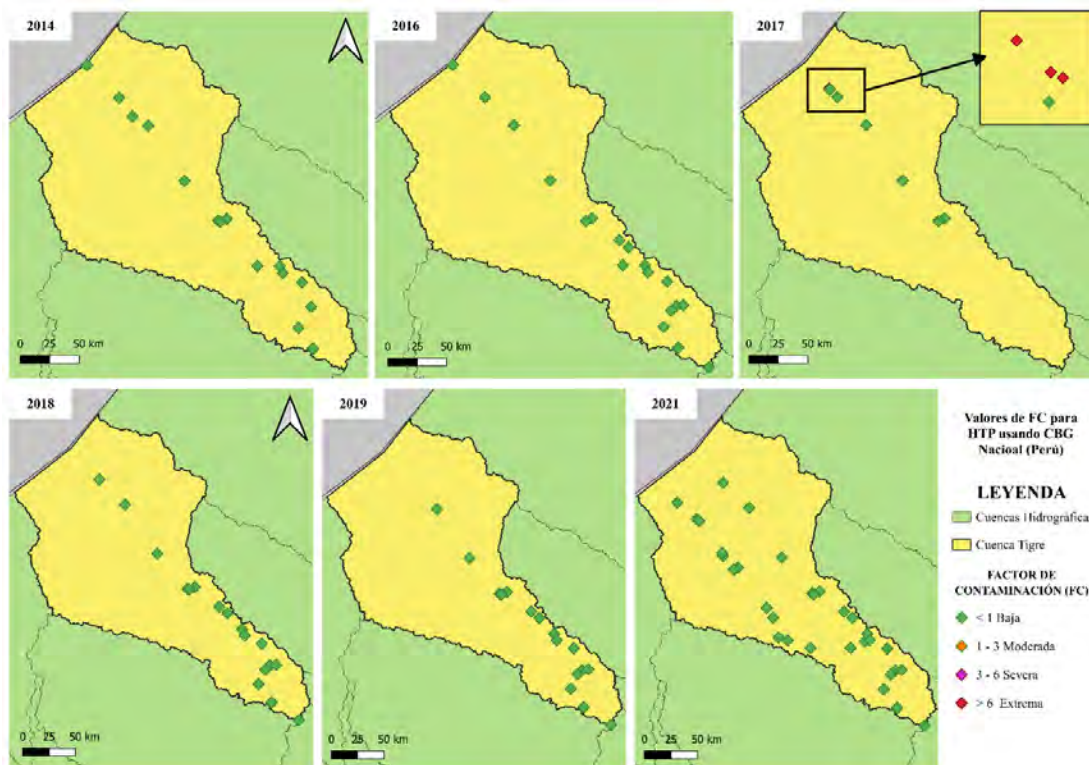


Figura 18 FC para HTP según CBG Nacional (Perú) en la cuenca Tigre

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

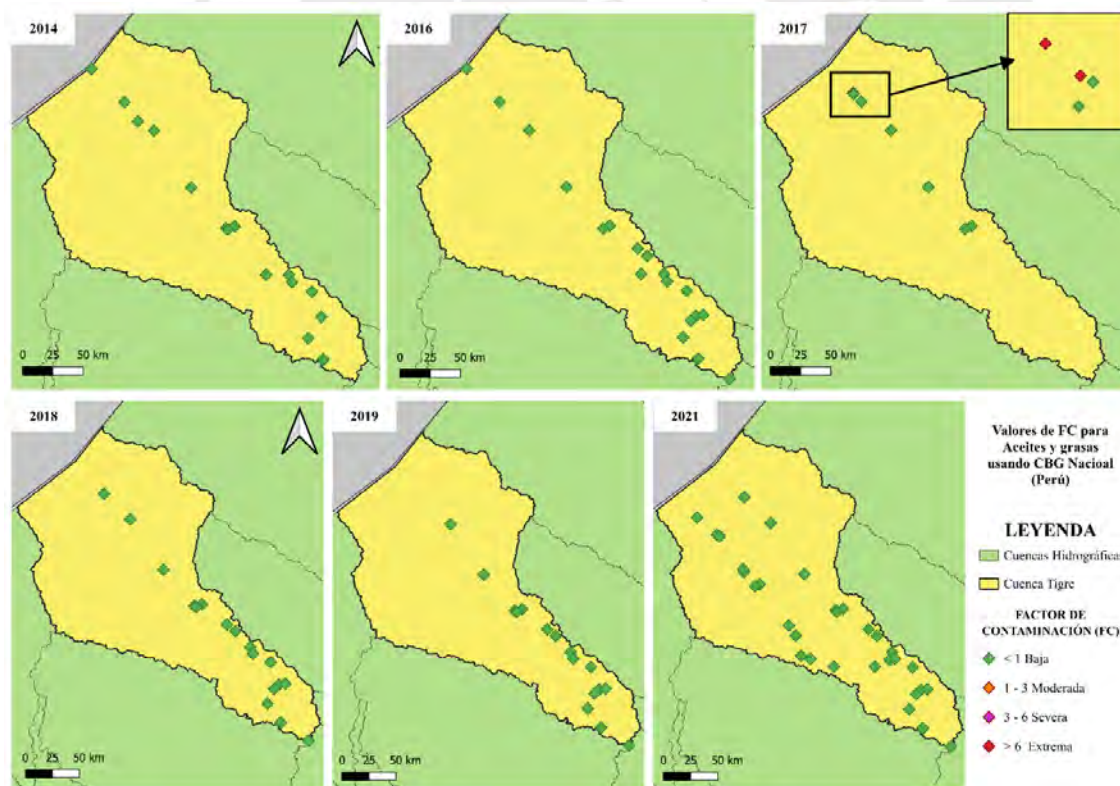


Figura 19 FC para aceites y grasas según CBG Nacional (Perú) en la cuenca Tigre

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

En cuanto a los otros contaminantes, se ha determinado que, para el Pb y Hg según la normativa usada (Nacional, Brasil, EPA o WHO) como parte de la obtención del FC, evidencia un nivel bajo de contaminación para la cuenca Tigre. Estos resultados han sido organizados en mapas para cada metal pesado y según el valor de CBG aplicado en el *Anexo 5*. Cabe resaltar, que no ha sido necesario mostrar la incidencia por años como en los casos anteriores, ya que no se ha determinado valores de FC que superen el valor de 1 (FC Bajo).

- **Cuenca Pastaza**

Para la cuenca Pastaza, se presenta la distribución geográfica de FC desglosado por años para cada contaminante evaluado. En cuanto a los aceites y grasas y HTP evaluados con CBG nacional, se ha detectado que en 4 de los 5 años evaluados exceptuando el 2021 (FC extremos y severos), los niveles de contaminación según el FC son bajos, motivo por el cual se ha visto por conveniente agruparlos un solo mapa (*Figura 20*).

En cuanto a los metales pesados, en primer lugar, se presenta un mapa (*Figura 21*) de FC para plomo usando el CBG Nacional, donde para el análisis desglosado de años se aprecian valores moderados de contaminación por esta sustancia. Además, se muestra los niveles de FC usando CBG Nacional y de Brasil para el caso del mercurio, pues para ambos casos se presentan la misma distribución de FC, exceptuando el 2018, donde se pudo identificar niveles severos de contaminación en dos puntos. Para todos los demás valores restantes analizados de FC para el caso del Hg y Pb asociados al CBG de Brasil, EPA y WHO, se ha identificado que, el nivel de contaminación está asociado a un FC bajo. Por ese motivo, esta información ha sido trasladada a un mapa que puede ser visto en el *Anexo 6* con mayor detalle.

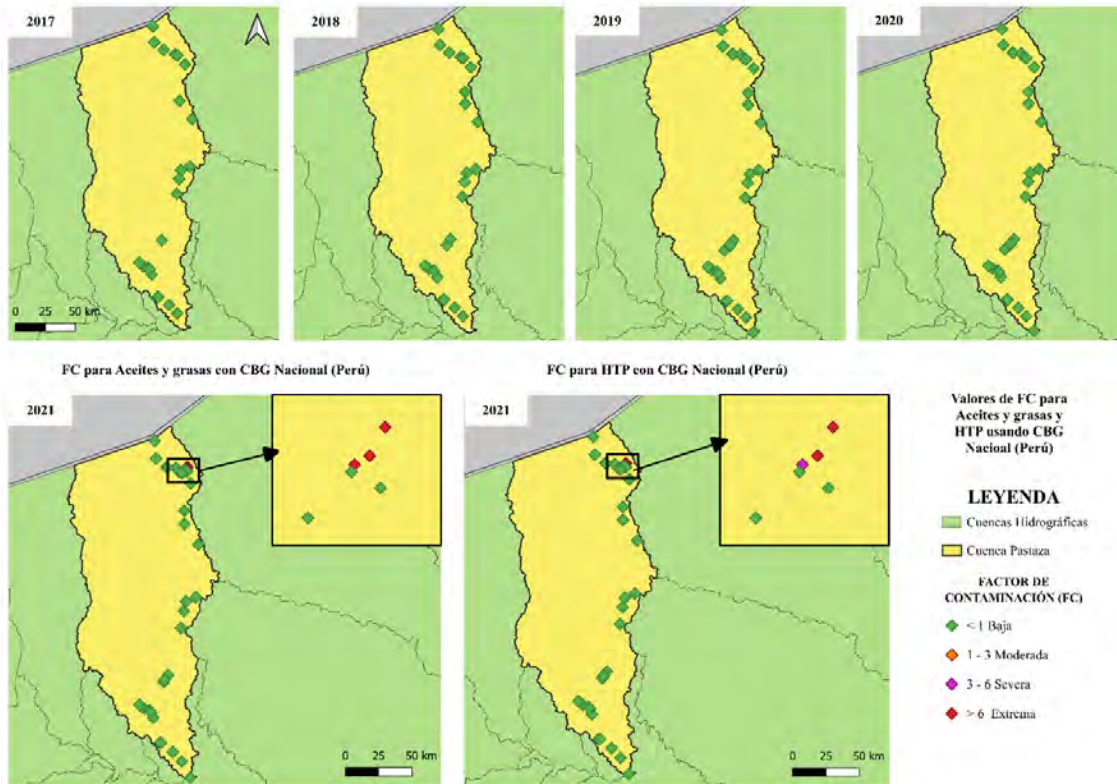


Figura 20 FC para HTP y aceites y grasas según CBG nacional en la cuenca Pastaza

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

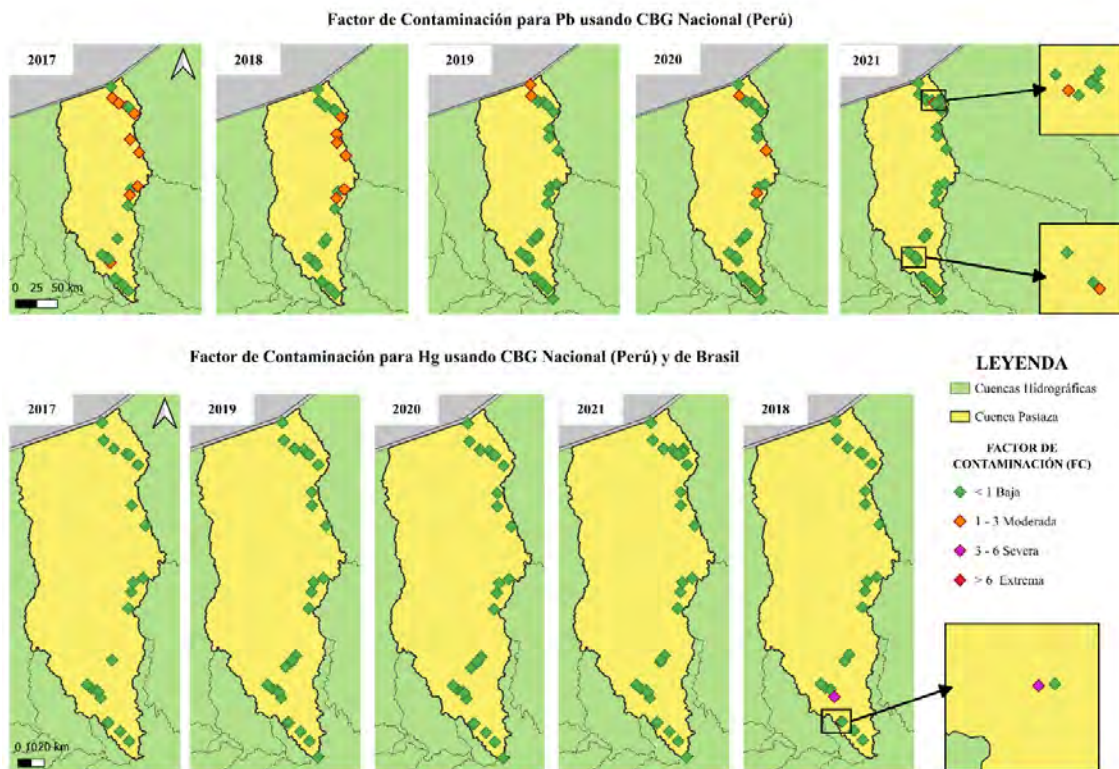


Figura 21 FC para Pb y Hg según CBG Nacional y Brasil en la cuenca Pastaza

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

- **Intercuencia Medio Maraón**

En primer lugar, la *Figura 22* muestra los puntos asociados al FC por aceites y grasas, HTP, Hg y Pb cuando se usó el CBG nacional. En ella, se puede observar que, para los 3 primeros contaminantes mencionados, los valores de FC son bajos para todos los años evaluados, por lo que no ha sido necesario mostrar todos los años a diferencia del plomo. Para este último, debido a que se han encontrado diversos niveles de FC en cada año, como contaminación severa, moderada o extrema, fue conveniente mostrar dicha variación en el tiempo evidenciadas en la misma figura (*Figura 22*).

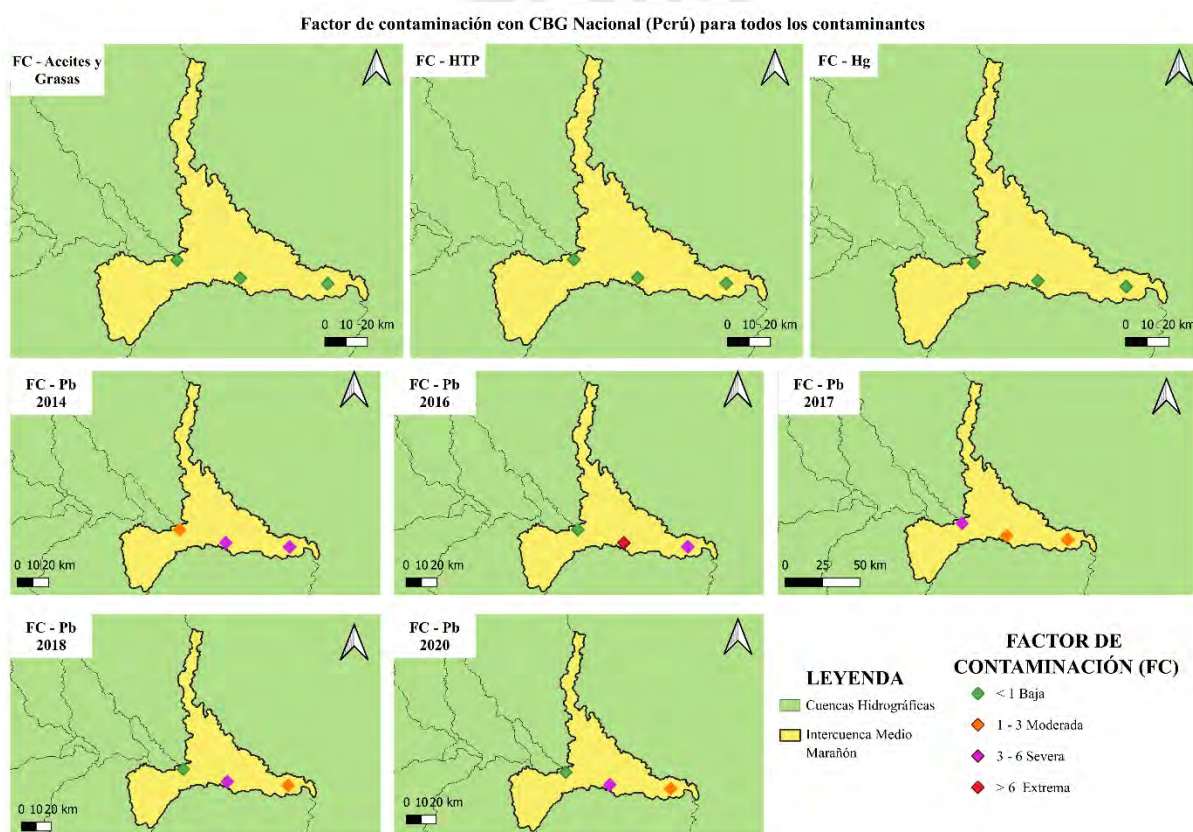


Figura 22 FC para todos los contaminantes empleando CBG nacional en la Intercuencia Medio Maraón

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA, 2023).

Por otro lado, en cuanto a las otras normativas empleadas para el cálculo del FC en la Intercuencia Medio Maraón, solo se ha presentado variaciones de niveles de FC entre el uso de cada CBG para el año 2016 en el caso del plomo. En ese sentido, la *Figura 23* muestra que el FC por plomo en esta cuenca es en su mayoría Bajo (< 1), exceptuando al 2016 donde

presenta FC moderados incluso variando el cálculo del FC con cada valor de CBG perteneciente a las normativas de Brasil, EPA y WHO. Además, en cuanto al Hg, se ha podido identificar que, para todos los años, incluso empleando los diferentes valores de CBG, el FC contiene un nivel de contaminación bajo, motivo por el cual la figura que refleja esta explicación, se encuentra en un mapa mostrado en el *Anexo 7* de esta investigación.

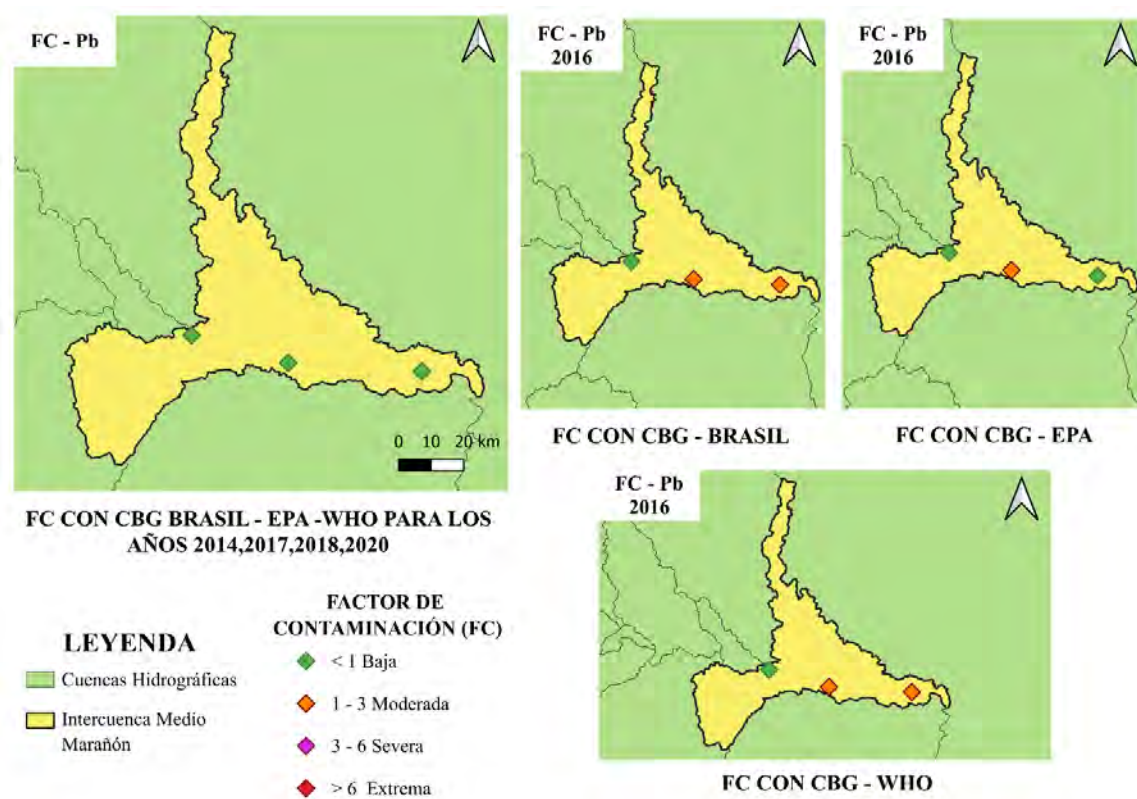


Figura 23 FC para Pb con CBG de Brasil, EPA y WHO para la Intercuenca Medio Marañón

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

- **Intercuenca Medio – Bajo Marañón**

En primer lugar, la *Figura 24* muestra los FC pertenecientes a aceites y grasas, HTP, Hg y Pb cuando se usó el CBG nacional para la Intercuenca Medio-Bajo Marañón. A partir de ello, se ha identificado que, para los 3 primeros contaminantes mencionados, los valores de FC son bajos para todos los años evaluados, por lo que no ha sido necesario mostrar mayor detalle a diferencia del plomo, donde sí se pueden identificar FC moderados y severos. Por ello, para el plomo, al igual que el caso de los FC en la Intercuenca Medio Marañón, sí se vio conveniente

mostrar la variación en los niveles de FC respecto al tiempo de forma específica, lo cual se puede observar en la *Figura 24*.

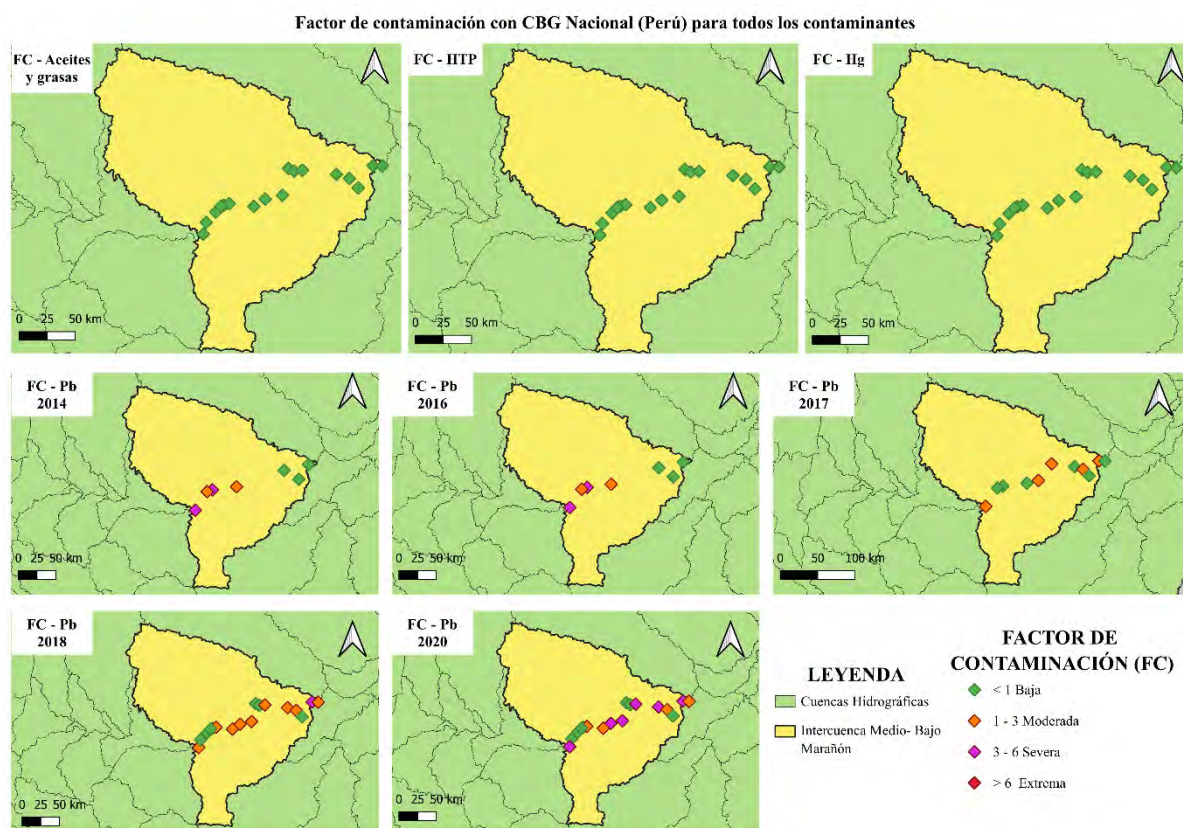


Figura 24 FC usando CBG nacional (Perú) para todos los contaminantes en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

Por otro lado, en cuanto a las otras normativas empleadas, solo para el caso del plomo en el año 2020 se han presentado niveles moderados y severos de FC, por lo cual no es necesario hacer una división por años de forma específica, sino centrarse en el año en cuestión, esto se puede apreciar en la *Figura 25*. En cuanto al Hg, para todos los años evaluados y empleando los diferentes valores de CBG, el FC contiene un nivel de contaminación bajo; por ende, y dada la similitud en cuanto a los mapas de FC para cada normativa empleada en el cálculo, este puede ser apreciado el mapa adjunto del *Anexo 8* de esta investigación. Finalmente, un punto importante a aclarar en la presentación de estas figuras para las diversas cuencas vistas a lo largo del cálculo del FC es que, en el caso de las normativas de Brasil, EPA y WHO, que

representan el valor de CBG, estas no contienen valores de concentración base para los aceites y grasas y los HTP (*Tabla 7*), motivo por el cual las partes finales de la evaluación de FC en cada inciso solo se enfatizó en los metales pesados (Pb y Hg).

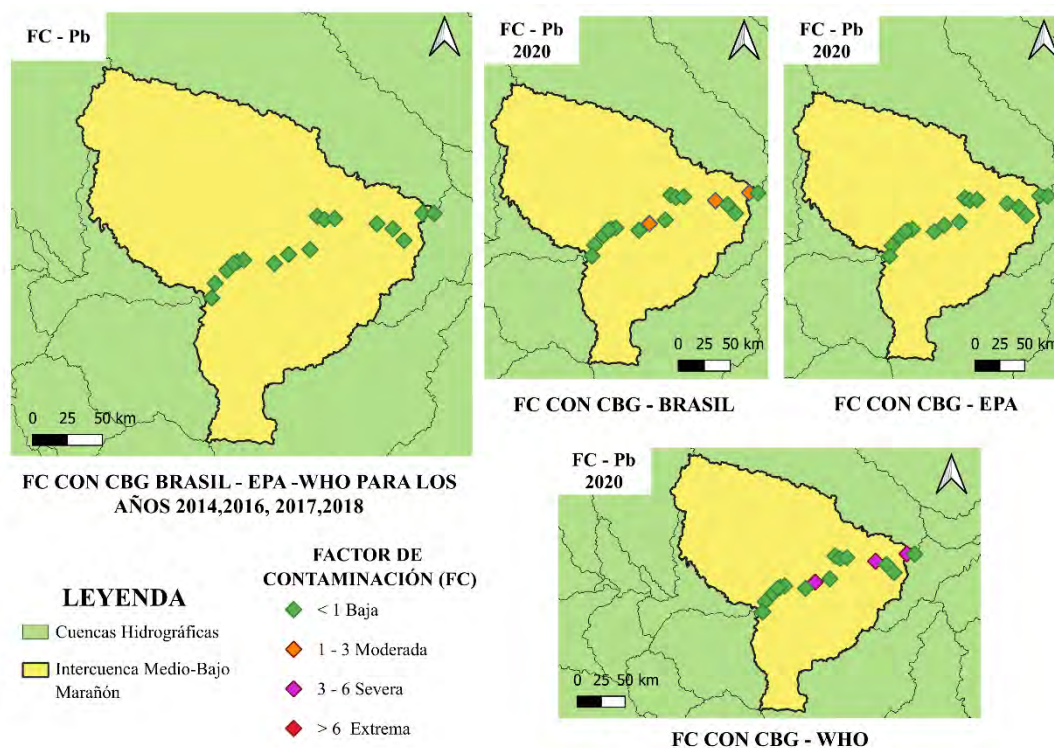


Figura 25 FC del Pb según CBG de Brasil, EPA y WHO en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

4.2.3 Riesgo ecológico (PERI) en cuencas de mayor impacto por derrames de petróleo

Acorde a metodología planteada y las fórmulas empleadas (1, 2 y *Tabla 8*) para el cálculo del PERI, esta sección presenta dicha información organizada en mapas para cada cuenca de Loreto. En primer lugar, para el caso de la cuenca Tigre, dentro del rango de años evaluados y acorde a los valores CBG asociados a las normativas consideradas (*Tabla 7*), se puede apreciar que, para todos los puntos de control evaluados de los metales pesados considerados, se ha obtenido un potencial de riesgo ecológico bajo (<150) (*Figura 26*). Como se ha visto en la explicación metodológica de esta investigación, uno de los factores determinantes en la obtención del PERI es el FC, el cual a su vez depende de los valores de CBG; por ende, es

necesario evaluar lo que sucede con el PERI acorde a los distintos valores de CBG que cuenta esta investigación.

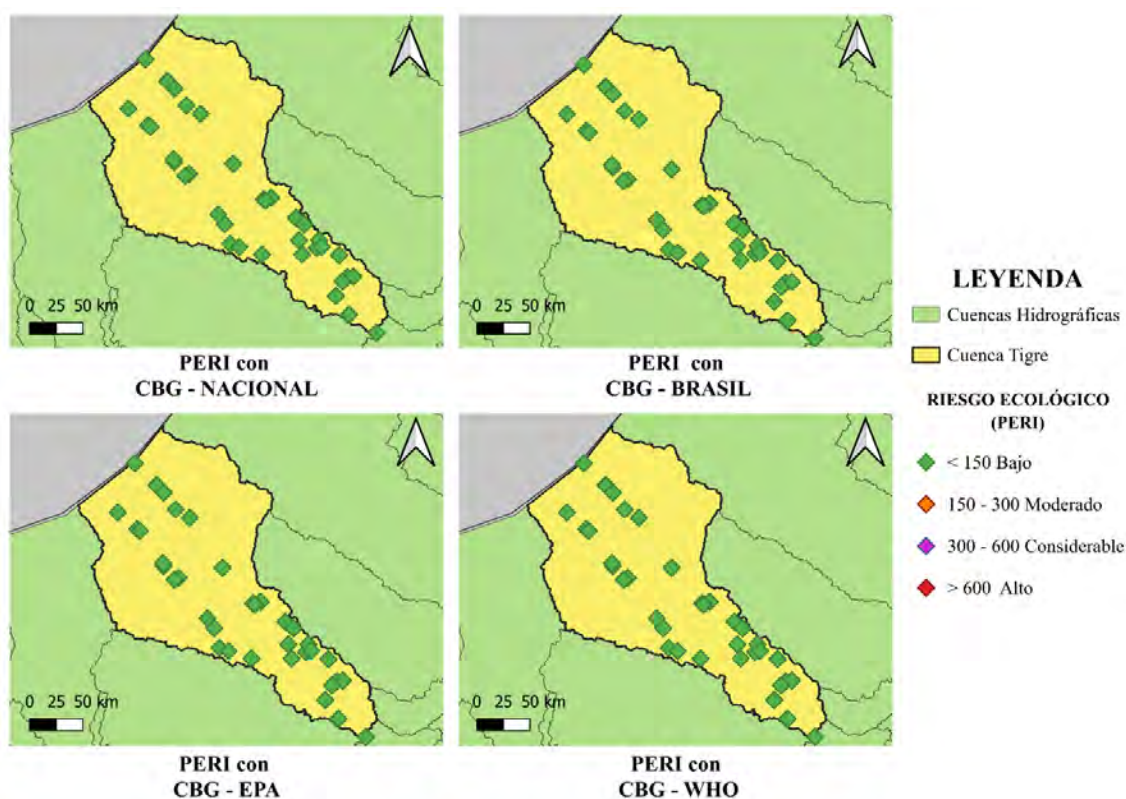


Figura 26 Niveles PERI hallados para cada CBG evaluado en la Cuenca Tigre

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA, 2023).

En segundo lugar, para la cuenca Pastaza se observó que, dentro de los años evaluados, el 2018 presenta variaciones en sus niveles PERI cuando se usan estándares de calidad para los metales evaluados según la normativa Nacional y de Brasil. La *Figura 27* muestra una distribución de puntos geográficos que evidencian el PERI según la normativa Nacional para el 2018, y en la cual se pueden identificar dos puntos de control con riesgo ecológico potencial muy alto (> 600). Sin embargo, si se recalcula el PERI usando la normativa de Brasil, el valor de este parámetro cambia a un nivel considerable (300 a 600) de riesgo ecológico potencial. Esto es un indicio acerca de la dependencia que tiene el cálculo del PERI respecto a la variabilidad de los valores de CBG a emplearse, y que será debatido en el capítulo posterior.

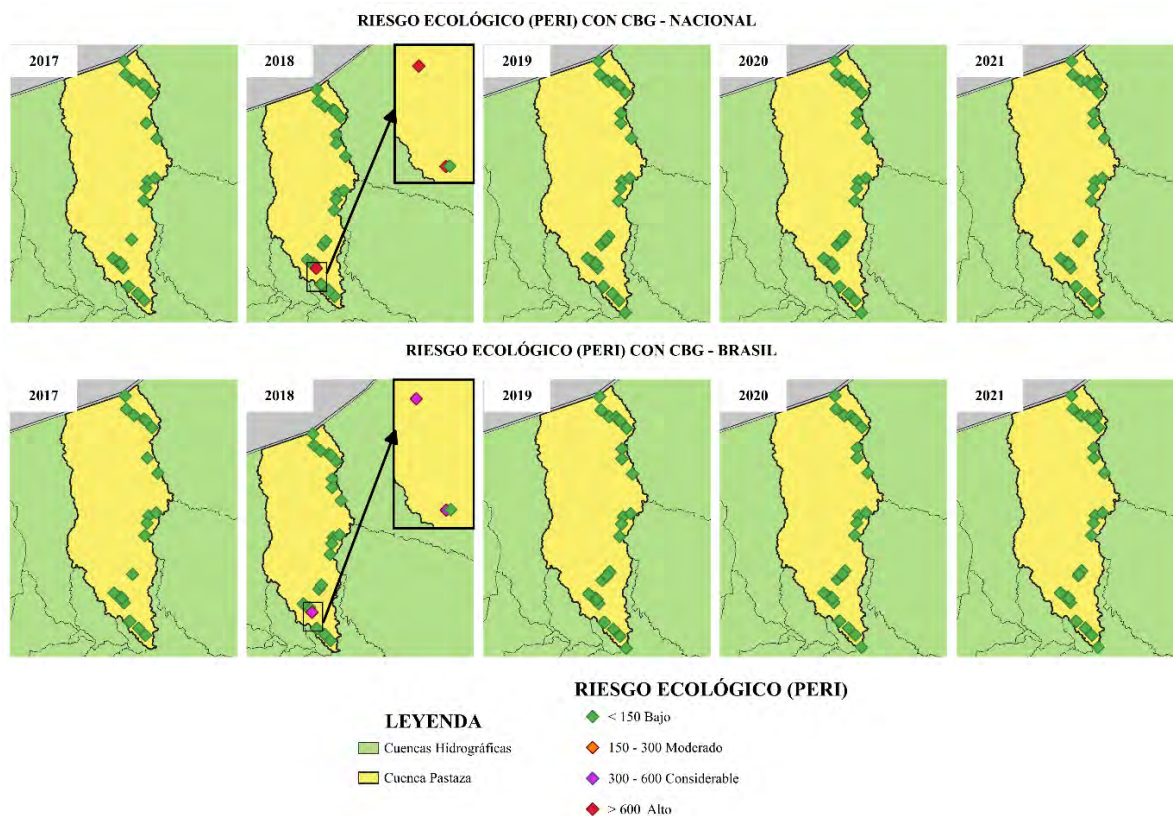


Figura 27 PERI usando CBG Nacional y de Brasil en la cuenca Pastaza

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023).

En cuanto al PERI hallado para estándares de calidad de Pb y Hg en la cuenca Pastaza, aquellos valores que se encuentran asociados a las normativas EPA y WHO, resultaron con un riesgo ecológico potencial bajo. Esto se ve reflejado a lo largo de todos los años evaluados dentro del horizonte que comprende esta investigación; en ese sentido, se presenta la *Figura 28* que evidencia lo explicado anteriormente. Hasta el momento, tanto en la cuenca Tigre como en Pastaza no se ha notado ninguna variación en los niveles de PERI con el uso de normativas EPA y WHO, esto complementaría lo visto en los factores de contaminación bajo estas normativas en la cuenca Pastaza, donde no se ha evidenciado niveles considerables de contaminación (*Figura 28*).

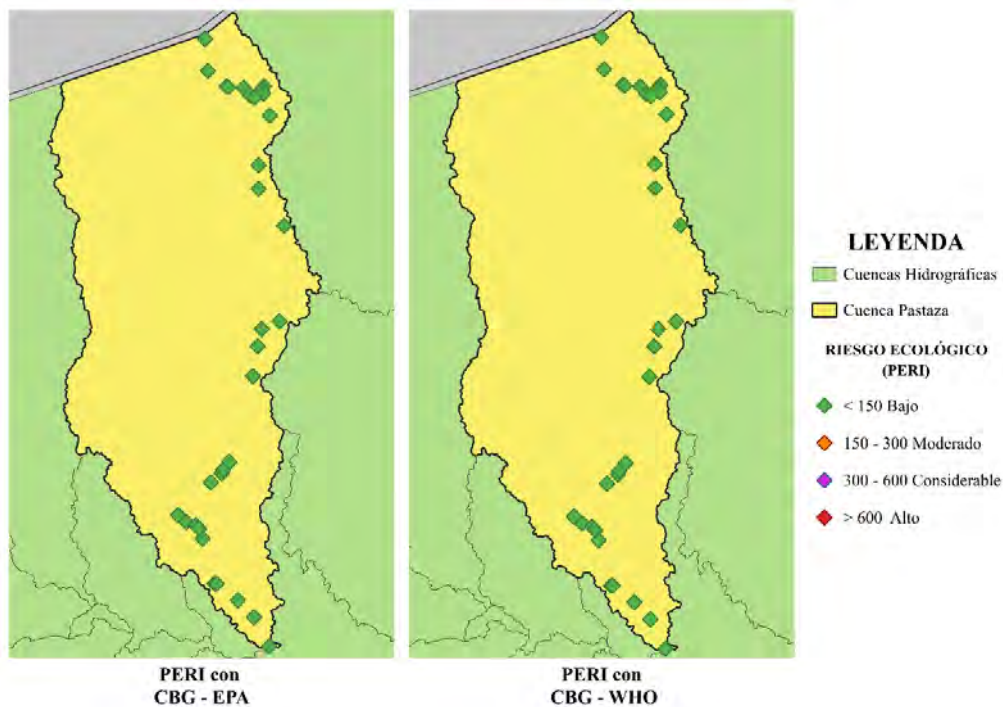


Figura 28 PERI usando CBG EPA y WHO en la cuenca Pastaza

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023)

En tercer lugar, respecto a la Intercuenca Medio Marañón, se ha identificado que, para cualquier normativa empleada en la determinación del PERI, el nivel asociado a dicho parámetro es bajo para todo el horizonte temporal contemplado. En ese sentido, se ha visto por conveniente no dividir el análisis del PERI por años y solo mostrar toda la información en una sola figura (Figura 29) asociada a esta Intercuenca enfatizando el cálculo de la misma según los diversos valores de CBG usados. Por otro lado, en cuanto a la Intercuenca Medio-Bajo Marañón, ocurre un caso similar a la Intercuenca anterior, ya que se ha detectado que para todos los casos se cuenta con un PERI bajo. De esta forma, se considera mostrar la distribución del PERI acorde a cada normativa empleada en el cálculo del potencial de riesgo ecológico en un solo mapa (Figura 30).

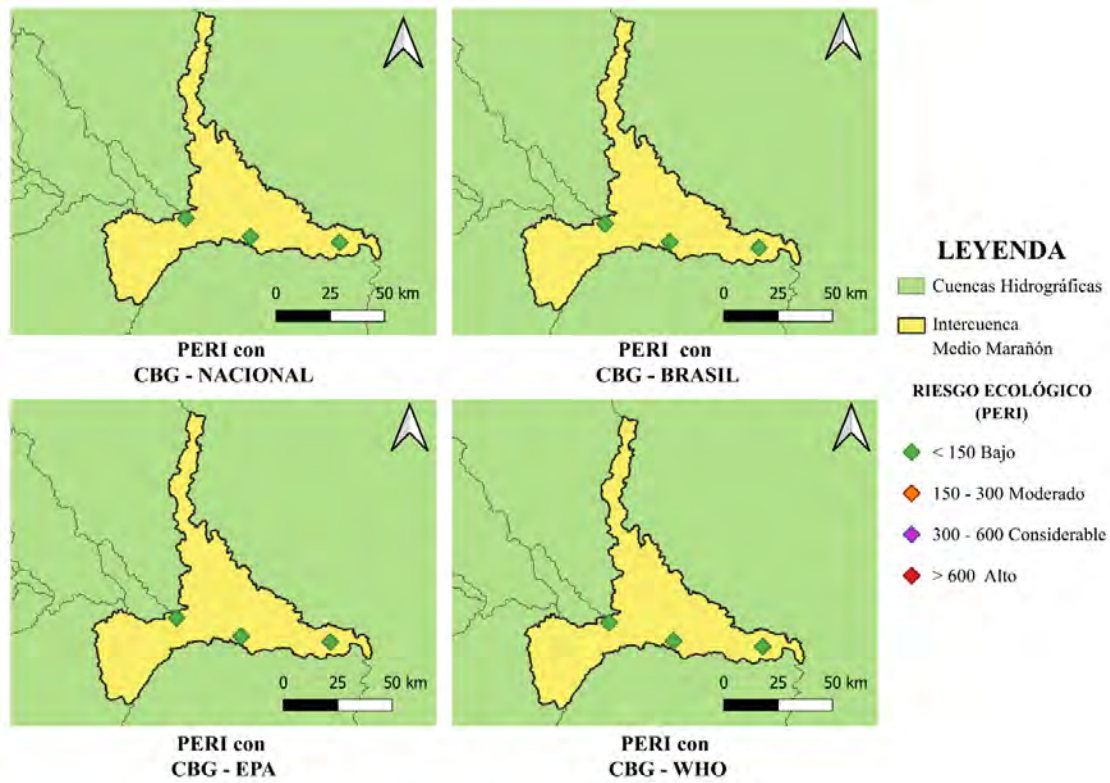


Figura 29 Niveles PERI determinados para cada CBG en la Intercuenca Medio Marañón

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023)

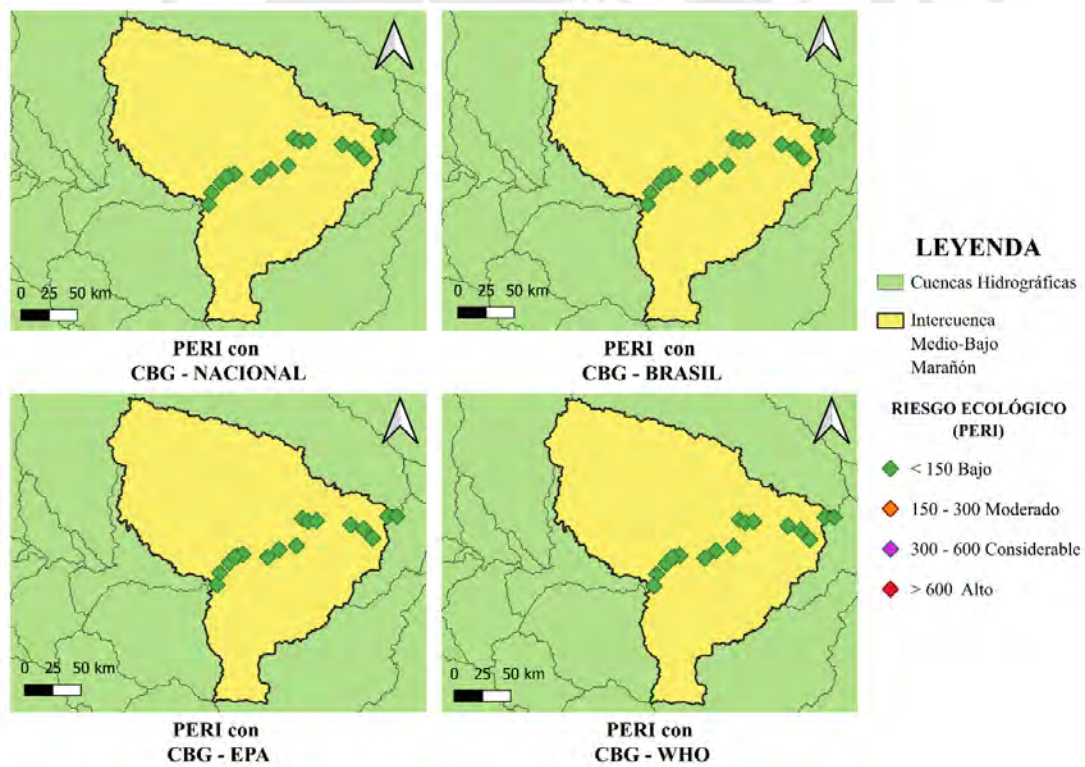


Figura 30 Niveles PERI determinados para cada CBG en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023)

5. CAPÍTULO V: DISCUSIÓN

5.1 Evaluación de los derrames de petróleo registrados por OEFA

De acuerdo con la *Tabla 9*, se puede apreciar una gran incidencia de derrames de petróleo pertenecientes a los lotes de extracción 192 (Ex 1AB) y 8, los cuales representan un 42.18% y 34.92% respectivamente, del total de datos empleados en la caracterización de derrames de petróleo. Acorde a la historia, la antigüedad de operación de estos lotes y su extensión, se puede afirmar que, estas características los diferencia de los demás lotes comprometidos dentro del área de estudio para condicionar un alto nivel de recurrencia de derrames de petróleo. Los Lotes 192 y 8 son y han sido, dos de los más representativos para la industria petrolera peruana, lo cual es avalado por la constante explotación que han tenido desde mediados de la década de los años 1970 y que hasta la actualidad, siguen siendo foco de actividades de la industria petrolera en la Amazonía peruana (PNUD, 2022).

Sin embargo, cabe resaltar que para el ramal norte y el tramo 1 pertenecientes al ONP dentro de la región Loreto, también se identifica un valor representativo de derrames de petróleo cercano al 13% del total de datos analizados. El ONP, cuya longitud abarca los 854 km desde el departamento de Loreto hasta la costa de Piura, se encuentra bajo la supervisión de Petroperú, quienes han sido foco de acusaciones por la falta de conservación y control de esta obra ingenieril (CIDH, 2017). Por ello, al ser el ONP la principal herramienta para el transporte de petróleo a lo largo de los lotes de extracción hasta su salida hacia el mar, es casi imposible ignorar que esta se encuentre expuesta a fallos operativos o actos de terceras personas que pueden deteriorar las condiciones de uso de la misma en un determinado tramo de su extensión y así ocasionar múltiples derrames de petróleo (Medrano, 2019). Esto se ve reflejado en la *Tabla 9*, donde el ONP contiene la mayor cantidad de volumen vertido, 38,937.55 barriles (73.09%), que en porcentaje de ocurrencia supera en demasía al volumen de petróleo registrado por el Lote 192 (7.81%) y 8 (17.98%).

Por otro lado, acorde a la cantidad de derrames total analizados, según León & Zúñiga, (2020), desde el 2000 hasta el 2019 se ha registrado un total de 474 derrames de petróleos a lo largo de los lotes petroleros y el ONP de la Amazonía peruana. Si se contrasta esta cantidad de derrames para un periodo aproximado de 20 años con lo visto en el área de estudio de la presente investigación, queda claro que para un rango menor de años (2011-2022), los 441 derrames de petróleo es una cifra alarmante que debe ser tratada en dirección a contrarrestar el incremento de derrames que se ha ido ocasionando en los últimos años. De esta forma, es necesario dirigir el foco de atención a la región Loreto, priorizándola como continua área de estudio por impactos de derrames de petróleo, pues estos accidentes bajo cualquier causa o dimensión, contienen un volumen significativo de contaminantes que involucran un impacto negativo al medio ambiente y la salud del ser humano (Velásquez, 2017).

A partir de esta interpretación, se pueden evaluar las causas de forma particular para los lotes 192, 8 y el ONP. En primera instancia, acorde al porcentaje representativo del total de causas evaluadas en esta investigación, se ha determinado que para el lote 192 (*Anexo 9*) a pesar de existir un gran porcentaje de causas no determinadas (29%), el principal motivo de estos accidentes son las fallas operativas (30%) seguido de efectos de corrosión (25%). Por otro lado, en cuanto al lote 8 (*Anexo 10*), el mayor porcentaje de causas para los derrames lo ocupa la participación de terceros (31%), seguido por las fallas operativas (25%), identificándose también un alto porcentaje de datos no determinados (28%).

Como se observa, esta constante falta de información para la determinación de la causal de derrames de petróleo, es una tarea difícil que requiere de un buen seguimiento de los informes de incidentes en la Amazonía peruana. En ese sentido, su ausencia es una limitación para poder brindar un análisis objetivo del origen de los derrames de petróleo y su posterior control de agentes causales. Por ello, a pesar de identificar las tendencias de mayor causa común existente de derrames de petróleo, no sería trascendente si no se toma acciones

oportunas que impliquen una normativa ambiental focalizada en disminuir la recurrencia de estos accidentes (Durango-Cordero et al., 2018).

En el caso del ONP (Anexo 11), se ha encontrado que el mayor porcentaje de causas para los derrames de petróleo es debido al acto de terceros (31%), seguidamente de las fallas operativas (30%). Por un lado, la alta recurrencia de las fallas operativas podría deberse al poco criterio ingenieril en su operación y diseño, además de la misma antigüedad de la estructura con la cual funciona desde 1977 (Alayo, 2016). Sin duda, estos son algunos de los principales aspectos que se deben mejorar al momento de que una empresa petrolera realice trabajos de extracción, tratamiento o traslado del crudo, además de la conservación de su estructura. Según Finer et al., (2013) cualquier empresa operadora con proyección a la realización de buenas prácticas en el sector hidrocarburo, debe presentar un plan íntegro desde la perspectiva de ingeniería donde se contemple todas las fases del proyecto, todo ello con la finalidad de reducir el índice de fallas que puedan ocurrir dentro de las actividades de esta industria.

Por otro lado, en cuanto a los actos por terceros según León & Zúñiga, (2021), esta causa incluye daños expuestos por vandalismo (corte de ductos), instalaciones clandestinas (hurto de crudo), perforación del ducto, entre otros. Por ejemplo, la disconformidad de las poblaciones indígenas ante la falta de priorización que tiene el estado o las empresas petroleras sobre ellos en cuanto al cuidado de su entorno y salud, desencadena grandes protestas que involucran daños a las instalaciones petroleras por donde el crudo es trasladado u otras como el hurto de crudo con mayores intereses personales para instalaciones clandestinas (Loayza & Ocaña, 2018). Así, esta constante causal ha sido motivo de preocupación y permite pensar si realmente se está haciendo un trabajo eficiente de fiscalización permanente, no solo direccionada hacia la parte ambiental o de obligaciones técnicas, sino también a las de seguridad en el caso del accionar de terceras personas que realizan los actos indebidos mencionados anteriormente para esta industria.

No obstante, a diferencia de otras investigaciones como las de León & Zúñiga, (2020) donde se evidenció que la mayor causal de derrames de petróleo en la Amazonía peruana para el periodo 2000-2019 ha sido responsabilidad de las operadoras petroleras, en esta actualización de datos empleados para esta investigación, el acto de terceros es la causante que predomina. La *Figura 31* muestra la relación que tienen los derrames de petróleo con 3 de las mayores causales analizadas en este trabajo, en esta, se pueden observar picos acompañados con una tendencia de crecimiento de ocurrencia para los años como el 2013 o 2017, destacando las causales operativas y por terceros. Estos resultados se han podido esclarecer con la mejora de sistemas de monitoreo independientes para los diversos lotes y cuencas donde inciden los derrames de petróleo; además, gracias a la creación de la Comisión Investigadora del Congreso de la República en el 2016, se ha podido ahondar en el nivel de responsabilidad y actores implicados en estos accidentes.

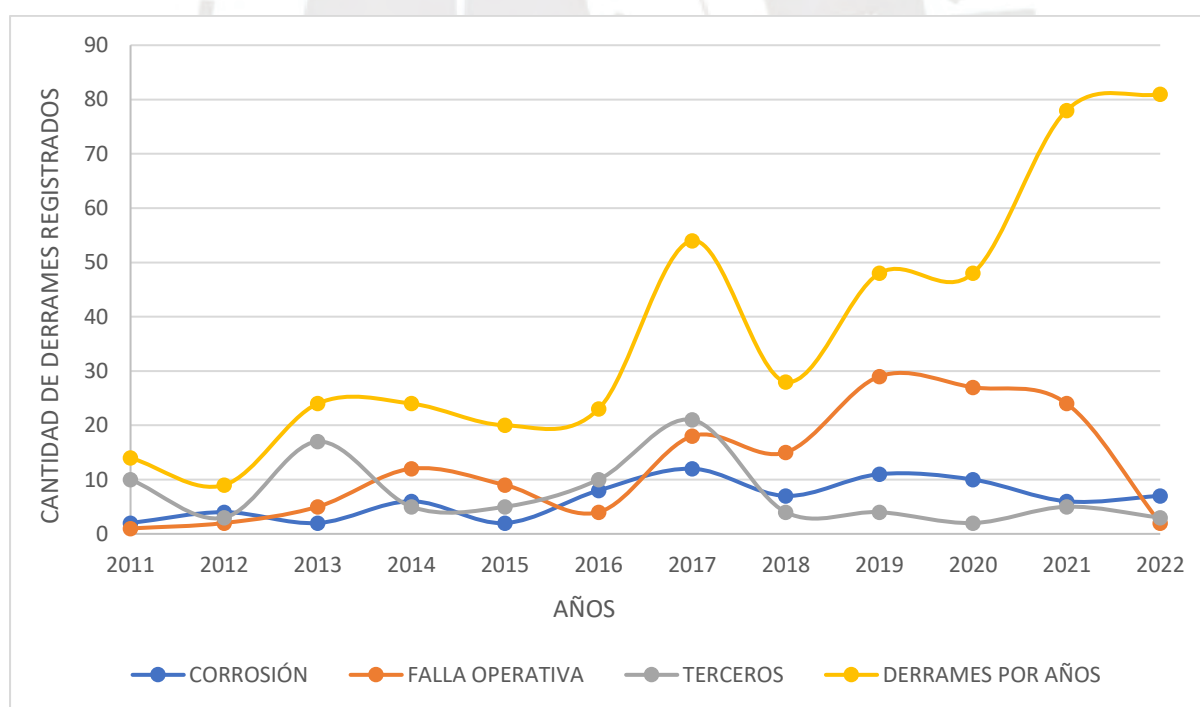


Figura 31 Número total de derrames, derrames por corrosión, fallas operativas y por acto de terceros en los lotes amazónicos y el ONP (2011-2022)

Nota: Elaboración a partir del banco de información brindado por OEFA, OEFA (2023).

Por otro lado, en el análisis de la recurrencia de derrames de petróleo durante el horizonte en cuestión, la Figura 13 muestra que tan solo entre los dos últimos años analizados (2021-2022) la cantidad de derrames de petróleo en Loreto se eleva a 159, que representa un 35.3% del total de datos analizados. Sin embargo, la *Figura 17* evidencia que 103 de estos, no tiene causas que hayan podido ser determinadas y registradas hasta el momento de la realización de esta investigación, por lo que no se puede debatir el motivo principal de este incremento de derrames para esos años.

Ante ello, Alva, (2023) cuestiona que a pesar de la gran cantidad de derrames de petróleo obtenida tan solo en el 2022 (81), estos no han sido atendidos por las entidades de gestión ambiental del estado justificando que existen condiciones que dificultan la atención de emergencias. Esto, podría explicar la falta información acerca de las causas últimas de los derrames; sin embargo, el autor menciona que desde OEFA, los encargados de la supervisión de derrames de hidrocarburos, en diversas ocasiones, no brindan los datos registrados a pesar de tener acceso a ellos, o simplemente porque esta no pudo ser entregada en el plazo establecido del registro por el titular de la empresa a cargo de la situación actual de los derrames.

En cuanto al análisis de volúmenes vertidos respecto a los años que ha trabajado esta investigación, uno de los más importantes es el año 2014 con 12015.26 barriles de crudo vertido (Figura 13). Según la Comisión Interamericana de Derechos Humanos (CIDH, 2017), el 5 de julio del 2014 se encontraron muestras de HTP que sobrepasaron los ECA para el agua, estas fueron localizadas en las riberas de los ríos Cuninico y Marañón pertenecientes a la Intercuenca Medio-Bajo Marañón, lo cual llamó la atención de la población por estar centrado en fuentes indispensables de consumo humano en la zona. Así, en el derrame de petróleo de Cuninico, se identificaron 2500 barriles de petróleo vertido producto de una fuga en el ONP y que afectó a gran parte de la comunidad dejando múltiples escenarios ambientales en mal estado y perjudicando la salud de su población. Esta exposición a contaminantes del petróleo y ciertos

metales pesados, produjeron enfermedades cancerígenas, mal estado de sus ríos, suelo y especies acuáticas (M. López, 2017).

Según el informe del Centro Nacional de Salud Ocupacional y Protección del Ambiente para la Salud denominado “Determinación de metales pesados en las comunidades e Cuninico y San Pedro – Cuenca del Marañón del Departamento de Loreto” (Censopas, 2016), de las 129 personas analizadas clínicamente, 2 niños fueron identificados con concentraciones por encima del nivel permitido de Pb en la sangre y por otro lado, 73 personas con rangos altos de concentraciones de Hg. Esto indicaría que para el año 2014, existió una gran tendencia de personas infectadas por metales pesados procedentes de los derrames de petróleo, cuya incidencia se reflejó en el deterioro de la salud, y que lamentablemente debido a un tardío accionar de las autoridades y responsables competentes no se pudo lograr controlar ni plantear estrategias protección, recuperación y rehabilitación de la salud de la población afectada (CIDH, 2017).

Asimismo, dentro del horizonte planteado, se ha expuesto la variación de causas que se ha tenido a lo largo del tiempo analizado. Como se observa en la *Figura 17* y la discusión en cuestión, las fallas operativas suelen ser la mayor causante de los derrames de petróleo en el tiempo de forma general. Sin embargo, desde su pico más alto en el 2019 con 29 derrames comprometidos, este ha ido disminuyendo hasta llegar a registrar tan solo 2 en el 2022; sin embargo, hay que tener en cuenta que, en este último año, existe una gran cantidad de derrames de petróleo cuya causa aún no ha sido identificada. En ese sentido, esta tendencia abrupta de disminución podría verse condicionada ante una actualización de causales de los derrames de petróleo, donde se pueda evidenciar con claridad cuál es la tendencia final de las causales de los derrames; no obstante, hasta el momento de la realización de este informe, no se ha podido contar con dicha claridad de información. Lamentablemente, estas condiciones son una constante negativa para el desarrollo en investigación de derrames de petróleo en la Amazonía

peruana, pues como menciona Yusta-García et al., (2017), las deficiencias y limitaciones de la organización de datos públicos para el análisis de estos accidentes, ponen en tela de juicio los mecanismos de control y seguimiento ambiental de la industria petrolera.

Por otro lado, de la *Figura 15* que resume el tipo de área impactada, se puede apreciar que las áreas de mayor impacto por derrames de petróleo han sido el suelo y el agua. Para López, (2021), esto se explica debido a que ante el contacto del petróleo con el ecosistema, los hidrocarburos de petróleo no solo repercuten en la capa superficial del suelo; sino que también, existe el riesgo de ser movilizados aguas abajo en ríos, hacia aguas subterráneas o transportados por escorrentía, lo cual incrementa aún más su daño ambiental por la permanencia de estos contaminantes en el medio.

Finalmente, dado que esta investigación se basa en el análisis para aguas continentales, Velásquez, (2017) considera que la evaluación de este recurso debe ser considerado como relevante dentro de los informes de investigación por derrames de petróleo. La autora menciona que, dentro de los diversos efectos negativos del petróleo en el medio acuático, se destaca el bloqueo de luz solar y bajo intercambio de gases, lo cual es producto de la diferencia de densidad que posee el petróleo respecto del agua, y que finalmente condiciona la subsistencia de especies acuáticas y el uso que pueda tener. Por ello, teniendo en cuenta los tipos de contaminantes que un derrame de petróleo puede contener como los HTP o metales pesados, cada uno de ellos podrían ser fácilmente transportados por una corriente de agua y así persistir en el medio ambiente o ingresar a la cadena alimenticia, desencadenando en primera instancia el deterioro de la calidad de agua, y posteriormente enfermedades en humanos o animales por consumo del recurso y más (Rivera-Parra et al., 2020).

5.2 Evaluación del riesgo ecológico y niveles de contaminación en cuencas afectadas por derrames de petróleo

5.2.1 Evaluación de los factores de contaminación

Acorde a lo descrito en la metodología de esta investigación para el cálculo de los FC, los resultados muestran hechos importantes para la evaluación de niveles de contaminación en entornos acuáticos de la Amazonía peruana. En primer lugar, para la cuenca Tigre, se observa que los niveles de contaminación por metales pesados son bajos (< 1) para cualquier valor de CBG empleado. Esto indicaría que hasta cierto punto se está respetando el ECA en esta cuenca para la influencia de metales como el Hg y Pb, y el impacto que tienen es mínimo respecto de otros agentes tóxicos que puedan existir.

Sin embargo, cabe resaltar que, tanto en las cuencas de Tigre y Pastaza como en las Intercuencas, los estudios han demostrado que se han encontrado altos niveles de plomo en la sangre de zonas aledañas y cuya afección estaría asociada a la acumulación de residuos de origen petrolero en sedimentos, suelos y productos hidrobiológicos (O'Callaghan-Gordo et al., 2021). Esto podría explicarse por la forma en cómo se han tratado los datos y la procedencia de los mismos en esta investigación. Es importante aclarar que la metodología planteada por Hakanson (1980) está diseñada para muestras sedimentológicas, por ende, condicionar su uso a muestras recopiladas directamente como concentraciones de un medio acuático, podría hacer que no se esté viendo a trasfondo los niveles de contaminación reales por Pb como sí se evidencia en investigaciones pasadas.

Por otro lado, al evaluar los FC para HTP y Aceites y grasas, se ha detectado de que si bien a lo largo de los años evaluados en la cuenca Tigre existe un bajo FC usando normativa Nacional (Perú), para el año 2017 existen ciertos puntos de monitoreo donde los niveles de contaminación para Aceites y grasas y HTP son extremos. Para ambos contaminantes, el hecho de contar con estos resultados implica inicialmente que se han superado los ECA establecidos

en el territorio peruano para aguas continentales de la Amazonía peruana (Categoría 4 E2). Esto puede corroborarse de forma similar en Ecuador, con quien se comparte parte de la extensión del río Corrientes perteneciente a la cuenca Tigre, y dentro de la cual, los estudios en la zona han demostrado una alta concentración de HTP en agua y sedimentos que incluso han superado los límites permitidos por la normativa de la Comunidad Europea (0.01ppm) con valores que oscilan los 0.097 y 2.883 ppm según los reportes (Webb et al., 2018)

Ahora bien, para evaluar la relación del exceso de concentraciones de HTP y aceites y grasas en la cuenca Tigre con los derrames de petróleo, es posible visualizarlos de forma más pertinente mediante puntos de referencia espacial entre los derrames registrados por OEFA y los puntos de monitoreo del Visor de Cuencas del ANA asociados a niveles de FC. En ese sentido, la Figura 32 muestra un mapa de la cuenca Tigre en diciembre del 2017, de donde los puntos donde existen FC extremos están asociados a un derrame para esa fecha, por lo que se puede debatir el alcance de la contaminación de estos agentes, pues es sabido que estos dependen de dos factores como son la sustancia química evaluada y el lugar de descarga (Yusta-García et al., 2017).

Como se puede apreciar, es muy probable que el derrame de petróleo suscitado en diciembre del 2017 haya sido determinante para obtener un nivel de contaminación alto para ambos agentes tóxicos evaluados. Si bien el derrame de petróleo está localizado aproximadamente a los 1.7 km y 2.3 km hacia el punto de control más alejado del río de la cuenca Tigre, su ubicación aguas arriba permite que por condiciones hidrográficas, los residuos de HTP y aceites y grasas hayan sido trasladados hacia los puntos de monitoreo y se hayan podido categorizar niveles de contaminación extremo. Además, la fecha del registro del derrame es coincidente con la del monitoreo, por lo cual, aumenta la probabilidad de que el origen de estas altas concentraciones de HTP y aceites y grasas, seas por un derrame de petróleo.

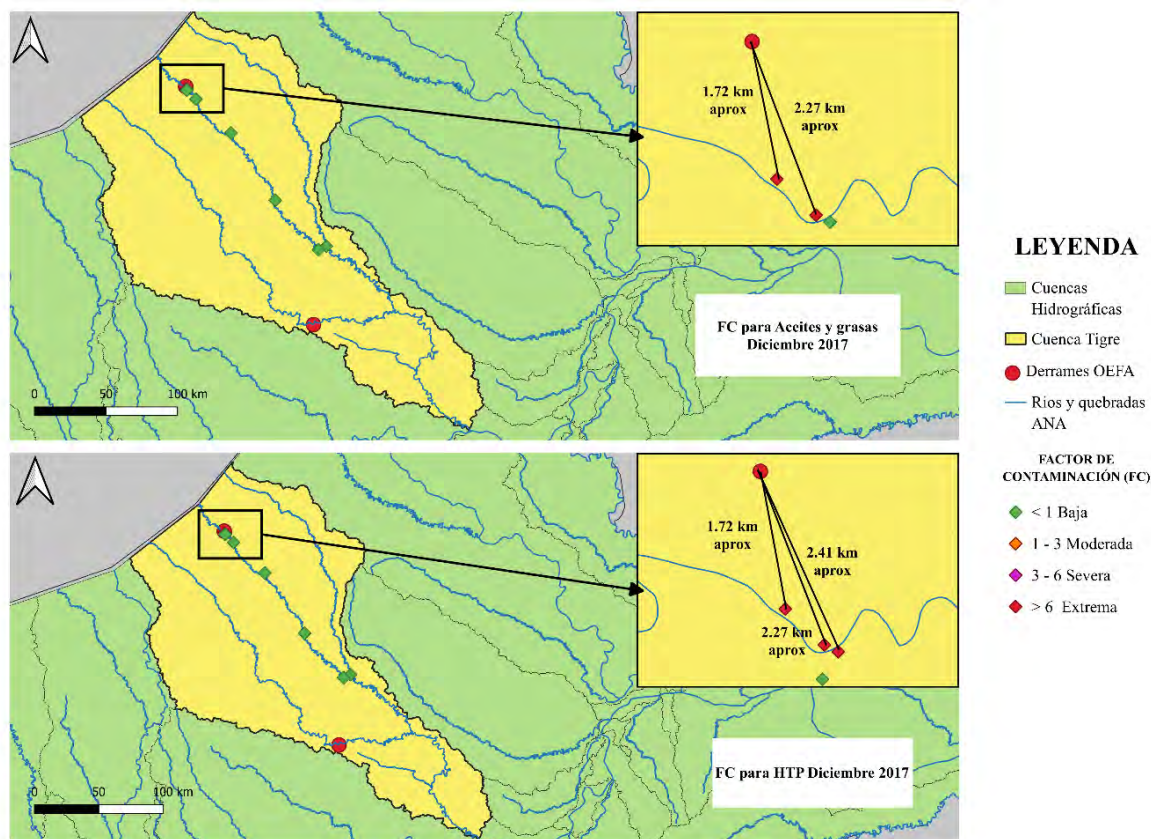


Figura 32 Niveles de contaminación encontrado en la cuenca Tigre asociados a los derrames de petróleo del 2017

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA, 2023)

Por otro lado, para el caso de los metales pesados, en la cuenca Pastaza y la cuenca Tigre, los factores de contaminación hallados están asociados a un nivel bajo para cuando se evalúa el FC con CBG del EPA y WHO. Esto se debe a que tiene valores muy similares de concentración base tal y como se describió en la *Tabla 7*, y cuya diferencia se debe a que el estudio estándar de estas calidades de agua, se orientan a agua dulce para la normativa EPA y agua potable para WHO. En el caso de esta investigación, y para las Intercuencas siguientes evaluadas, esta descripción es una constante a considerar.

En cuanto a la evaluación de las normativas usadas como valores CBG, hay una diferencia significativa entre la aplicación de estas en la obtención del FC. En primer lugar, si bien los niveles de contaminación del Pb usando CBG Brasil es bajo para la cuenca Pastaza, al usar el CBG Nacional, existe una variación visible a lo largo del tiempo, que abarca

principalmente una contaminación moderada de este metal. Este cambio puede originarse debido a la diferencia entre los estándares de calidad en mención y sus valores de concentración base, puesto que difieren alrededor de una centésima como magnitud de concentración (*Tabla 7*). Esta condicionante es determinante para todos los casos evaluados, donde el CBG al ser cociente en la obtención del FC, hará que a cuanto menor valor sea el valor del ECA (Perú) mayores serán los niveles de FC, a diferencia de un mayor valor de ECA (Brasil) que disminuirá los valores de FC.

Caso contrario sucede para el Hg, donde para el uso de ambas normativas (Nacional y Brasil), se cuenta con un nivel de contaminación bajo en la mayoría de los años, siendo la excepción el 2018 donde se detectó un nivel severo de contaminación por Hg. Para este caso, los estándares de calidad para Hg se mantienen en un orden de milésimas (0.0001 mg/L para Perú y 0.0002 mg/L para Brasil), por lo que finalmente resulta un gráfico similar para ambos casos. En ese sentido, a pesar de que el petróleo contiene bajas concentraciones de Pb y Hg, estos dos metales pesados son considerados como buenos indicadores de contaminación ambiental, puesto que sus concentraciones en diversos entornos son reflejo de actividades humanas o fuentes industriales como las del petróleo o de otra índole como la minería, el manejo de residuos sólidos, entre otros (Rodríguez, 2020).

En ese sentido, resulta fundamental evaluar otras actividades antropogénicas dentro de la Amazonía peruana que podrían incrementar las concentraciones de metales pesados en las cuencas hidrográficas de esta región. En primer lugar, acerca del manejo de residuos sólidos, Margallo et al., (2019) menciona que este sector ha ganado gran importancia debido a las mayores tasas de consumo y crecimiento demográfico en la humanidad, lo cual no es ajeno dentro de la Amazonía peruana ya que existe una gran cantidad de botaderos informales o rellenos sanitarios mal manejados, donde existen concentraciones de metales pesados que contaminan el medio ambiente y el entorno cercano al ser humano y su salud.

En el Perú, se cuenta con el Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos sólidos, el cual está compuesto por espacios territoriales que han perdido total o de forma parcial sus componentes ambientales esenciales como agua, suelo o especies al alterar su espacio natural y funcionamiento. Un área degradada por residuos sólidos municipales puede ser definido como aquellos espacios donde se ha realizado o realiza acumulación constante de residuos sólidos municipales sin tener en cuenta las consideraciones técnicas establecidas para su deposición y que incluso no facultan con autorización legal de ser desechadas en un determinado ambiente (MINAM, 2019).

Algunos de los casos más comunes de áreas degradadas son los botaderos, producto de la acumulación de grandes cantidades de residuos contaminantes a cargo de las municipalidades distritales o industrias, y de donde se identifican al Pb o Hg como algunos de los elementos tóxicos asociados a esta actividad (Zubero Oleagoitia et al., 2008). Ante ello, mediante la resolución N° 00018-2022-OEFA/DSIS (OEFA, 2022), en el Perú se ha podido identificar estas áreas degradadas mediante coordenadas Este-Norte y que pueden ser georreferenciados para su análisis. Cabe resaltar que, estos valores han sido filtrados para el departamento de Loreto, área de estudio de la presente investigación, pero que al no contar con un nivel de detalle por años, limita especificar estos puntos dentro de los mapas mostrados en la presente discusión.

Por otro lado, la minería podría ser determinante como una actividad industrial ligada a la procedencia de las concentraciones de metales pesados evaluados. La minería es una actividad que biodegrada extensas áreas verdes de las cuencas en la Amazonía, contamina los ríos, la vida silvestre y la de los seres humanos en su alrededor, siendo uno de los mayores componentes afectados el suelo y el agua, y cuyo fin en el caso de estos últimos, resulta en impactos negativos en la calidad de agua o la pérdida de la misma para el consumo doméstico y otras actividades (Rodríguez, 2020).

En contraste al impacto que puede generar la minería en la formalidad de su práctica dentro de un estado, la información brindada por Vega et al., (2021) acerca de la minería ilegal en la Amazonía peruana es una primera entrada para evaluar cómo los desechos producidos en esta actividad podrían originar la existencia de altas concentraciones de metales pesados como el Hg y Pb, ya que además, es un problema continuo que repercute actualmente esta región. En ese sentido, la *Tabla 16* permite identificar los distritos de mayor contaminación por minería ilegal dentro de la región Loreto y su respectiva provincia, y donde también se resalta el tipo actividad minera al cual está asociada.

Tabla 16 Distritos que reportan actividad ilegal minera en Loreto hasta la actualidad

PROVINCIA	DISTRITO	TIPO ACTIVIDAD MINERA
Datem Marañón	Barranca	Aluvial en cuerpo de agua
Datem Marañón	Manseriche	Aluvial en cuerpo de agua
Datem Marañón	Morona	Aluvial en cuerpo de agua
Maynas	Alto Nanay	Aluvial en cuerpo de agua
Maynas	Mazan	Aluvial en cuerpo de agua
Maynas	Napo	Aluvial en cuerpo de agua
Maynas	San Juan Bautista	Agregados maquinaria pesada
Alto Amazonas	Yurimaguas	Aluvial en cuerpo de agua
Mariscal Ramón Castilla	Yavari	Aluvial en cuerpo de agua
Requena	Alto Tapiche	Aluvial en cuerpo de agua
Requena	Tapiche	Aluvial en cuerpo de agua
Putumayo	Teniente Manuel Clavero	Aluvial en cuerpo de agua
Putumayo	Putumayo	Aluvial en cuerpo de agua
Putumayo	Yaguas	Aluvial en cuerpo de agua

Nota: Adaptado de Minería Ilegal en la Amazonía Peruana: Informe sobre las actividades mineras en las regiones amazónicas de Amazonas, Huánuco, Loreto, Madre de Dios, San Martín y Ucayali, por Arana, (2021)

Cabe resaltar que, existen algunas limitaciones de hacer estas deducciones acerca del origen de los metales pesados y su asociación con la minería ilegal. Esto pues, la mayoría de distritos mencionados en esta investigación se encuentran lejanos a los puntos de FC evaluados y que solo se ha considerado en su totalidad el distrito de Barranca para tratar de involucrar si el origen de los metales pesados se debe a esta actividad en la cuenca Pastaza debido a su

cercanía. Sin embargo, no se ha tomado en cuenta la actividad minera legal de la zona, por lo que aún se demandaría mayor investigación de ello.

Continuando con la evaluación de metales pesados en la cuenca Pastaza, la *Figura 33* muestra los FC asociados a niveles de contaminación para Hg y Pb y sus posibles orígenes como lo es la minería ilegal en Barranca, puntos derrame de petróleo o áreas degradadas por residuos sólidos en la cuenca en cuestión. En el caso del Hg, se tomó como referencia el año 2018, pues tal y como se mostró en la *Figura 21*, este fue el año de mayor variación de niveles de FC para Hg. De ello, no se puede determinar de forma definitiva el motivo principal de los niveles severos de Hg en Pastaza, pues para los puntos en morado en la zona sur de la cuenca, no existe un derrame de petróleo de gran incidencia en su cercanía, ni tampoco un punto de área degradada colindante, que permita el traslado de la sustancia por el río, es más, este punto de área degradada se encuentra río abajo, lo cual invalida la posibilidad de ser el condicionante final (*Figura 33*). No obstante, si se trata de asociar el efecto de la minería ilegal en Barranca a estos altos niveles de FC para el Hg en Pastaza, podría afirmarse que actividad sea determinante. Esto podría explicarse debido a su cercanía entre la provincia y la cuenca, además de considerar que los residuos de Hg provenientes de las actividades mineras ilegales en Barranca puedan trasladarse aguas abajo hacia Pastaza.

Por otro lado, en cuanto al Pb, la *Figura 21* muestra una constante de FC moderados en el tiempo, de las cuales el 2017 puede ser tomado como un año representativo para determinar su origen bajo los 3 entornos expuestos. En primer lugar, se aprecia que la minería ilegal no sería una condicionante primaria de la propagación de Pb en la cuenca debido a la lejanía hacia la zona sur de la misma. Por otro lado, entre los derrames de petróleo y las áreas degradadas por residuos sólidos, parece haber bastante proximidad sobre todo en la zona norte de la cuenca Pastaza tal y como se aprecia en el detalle de cercanía para el análisis de Pb en el mapa de la

Figura 33. A pesar de ello, se necesitaría mayor precisión en los datos obtenidos de áreas degradadas, pues no se cuenta con un desglose por años que permita confirmar esa aseveración.

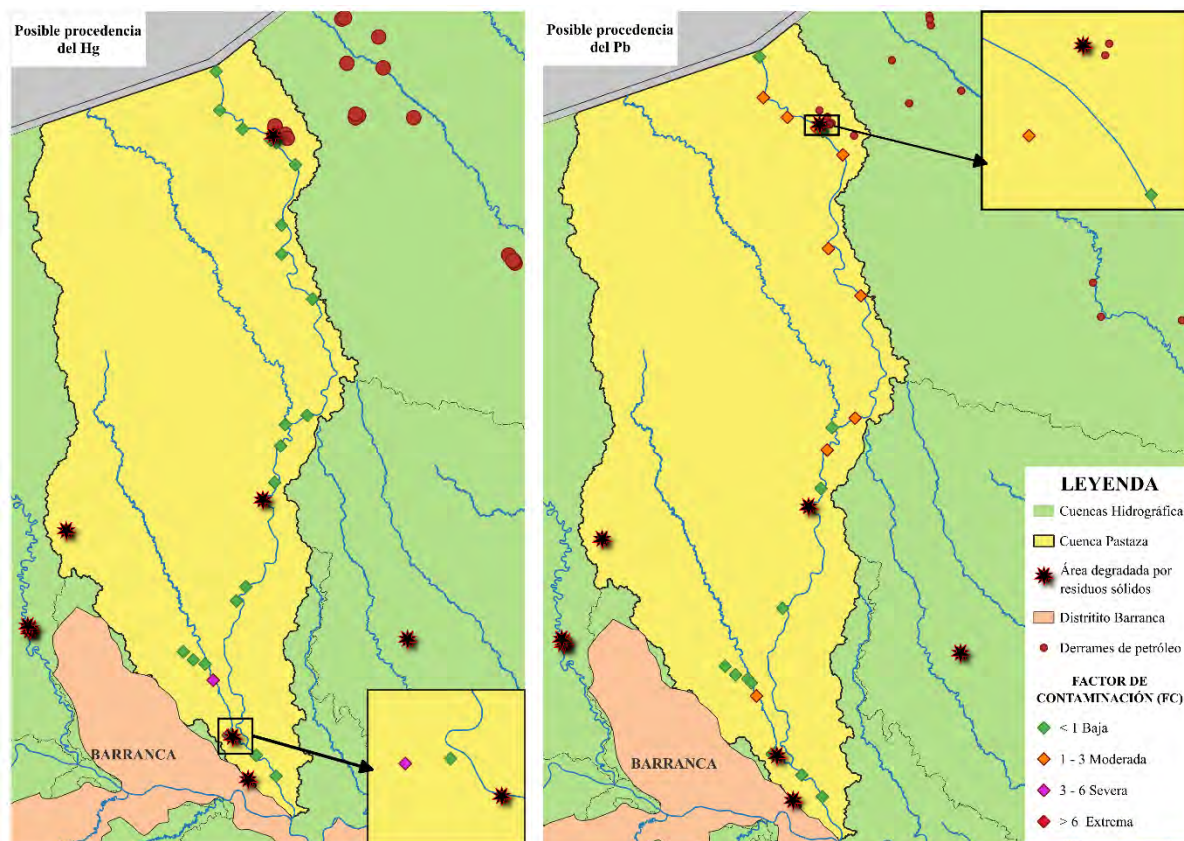


Figura 33 Niveles de contaminación para Hg y Pb asociados a la minería ilegal en Barranca, puntos derrame de petróleo y áreas degradadas por residuos sólidos en la cuenca Pastaza

Nota: Elaboración propia

No obstante, la cuenca Pastaza también ha tenido variaciones de FC para aceites y grasas y HTP usando CBG nacional sobre todo para el año 2021 (Figura 20). Y, al igual que en la cuenca Tigre, se ha podido determinar que estos puntos de excedencia tienen una alta probabilidad de estar asociados a derrames de petróleo que suscitaron ese mismo año. Esto se puede evidenciar en la Figura 34, donde para el año en cuestión, los puntos de derrame de petróleo se encuentran muy próximos (entre 0.15 a 0.35 km) a aquellos sitios donde el FC indica valores severos y extremos de contaminación para los contaminantes evaluados.

Por otro lado, cabe resaltar que los puntos de derrames próximos pertenecen a los meses de mayo y junio del 2021, pero el punto de monitoreo fue tomado en agosto de ese año. Esto hace pensar que existe una permanencia del petróleo en el ambiente, lo cual puede explicarse por el fenómeno de la dispersión. En los cuerpos de agua como el de la Amazonía, la dispersión del petróleo implica un traslado combinado junto a otros componentes como el suelo y la vegetación, por lo que su permanencia en el medio acuático será más duradera e implicará mayores deterioros medioambientales (Rosell-Melé et al., 2018)

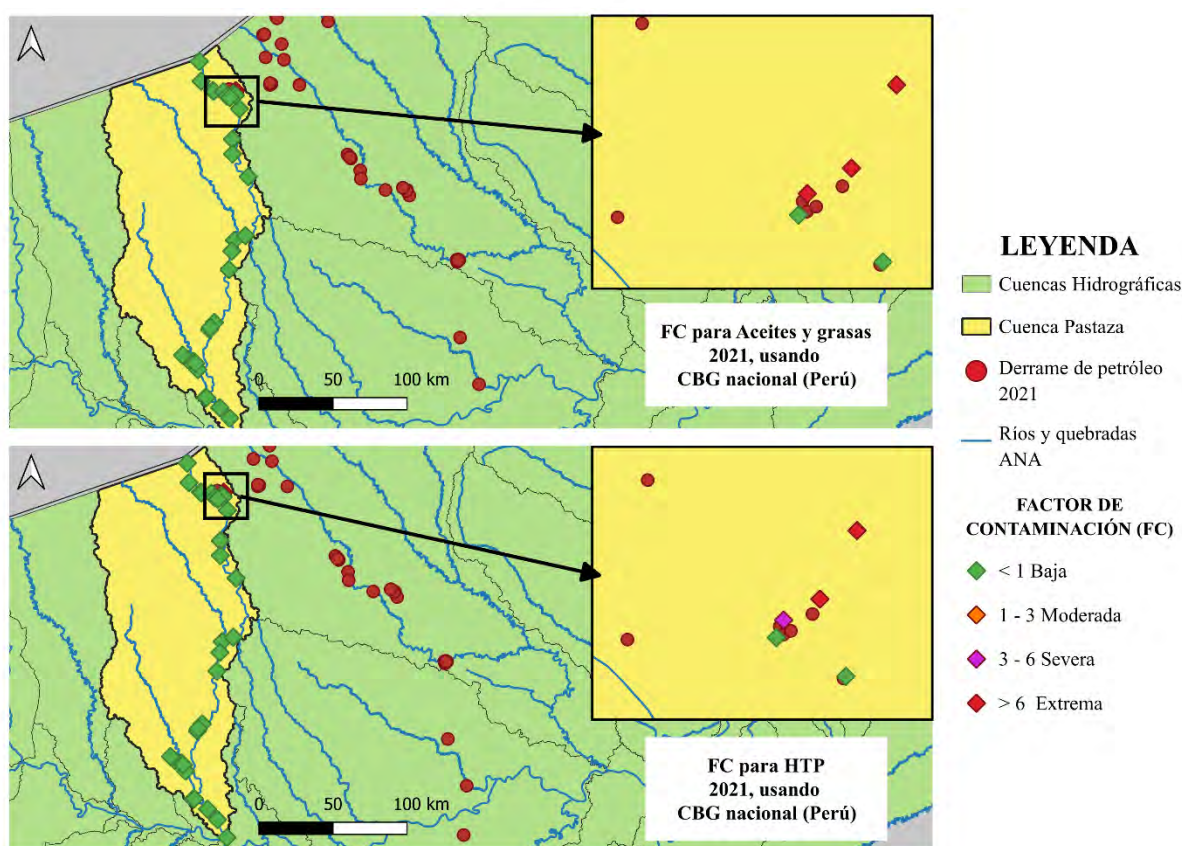


Figura 34 Niveles de contaminación encontrado en la cuenca Pastaza asociados a los derrames de petróleo del 2021

Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023)

Continuando con el análisis, sobre la Intercuenca Medio Maraón, lo más relevante acerca de FC sucede para el caso de los niveles de contaminación por plomo. En esta, se puede apreciar que, la variación es mayor cuando se aplica CBG nacional, ya que en todos los años

donde se evaluaron 3 puntos de control, los FC hallados varían para las diversas concentraciones en cuestión, llegando incluso a extremo en el 2016. Es muy común que en zonas de extracción de petróleo como la cuenca Marañón y sus Intercuencas, los metales pesados como el Pb suelen tener mayores repercusiones negativas sobre la salud de la población y el medio ambiente, esto por su alta densidad y toxicidad que involucra incluso en niveles bajos de concentración (Parra et al., 2019). Sin embargo, bajo el mismo caso, aplicando las otras normativas (Brasil, EPA y WHO), se percibe que los valores de FC se encuentran en niveles de contaminación bajos o moderados (*Figura 23*); esta disminución ya fue explicada en el punto anterior para metales en el río Pastaza donde involucra la variación del FC por contaminante según el valor de CBG aplicado.

Para evaluar el origen de la contaminación por plomo en la Intercuenca Medio Marañón, se cuestiona de igual manera su procedencia acorde a los 3 posibles factores de su existencia. A partir de ello, se obtiene la *Figura 35*, donde se toma de ejemplo el año 2017 para evidenciar que en 2 de los 3 puntos de monitoreo existe gran influencia (FC moderado y severo) de la contaminación por minería procedente del distrito de Barranca, lo cual se convierte en una constante a lo largo de los años. Esto contradice de cierta forma la influencia que se quiere evidenciar de los derrames de petróleo sobre los elevados FC en esta Intercuenca ya que incluso no hay puntos de derrames para el año en mención, por lo que resalta la importancia de evaluar otros orígenes de estas concentraciones.

Por otro lado, en cuanto a la influencia de áreas degradadas por residuos sólidos, estas se encuentran muy lejanas a los puntos de FC de la Intercuenca Medio Marañón, comprendiendo una distancia aproximada de 21.09 km desde el área degradada aguas arriba del FC en morado en la zona oeste media de la Intercuenca en mención. Cabe resaltar que, debido a la presencia del río Marañón, la dispersión de este contaminante por efectos de la minería ha logrado abarcar la mayor parte de la Intercuenca, extendiéndose por fuera de los

límites del distrito de Barranca hacia la zona este, donde existe un punto cercano al río que contiene niveles de contaminación moderados para el plomo.

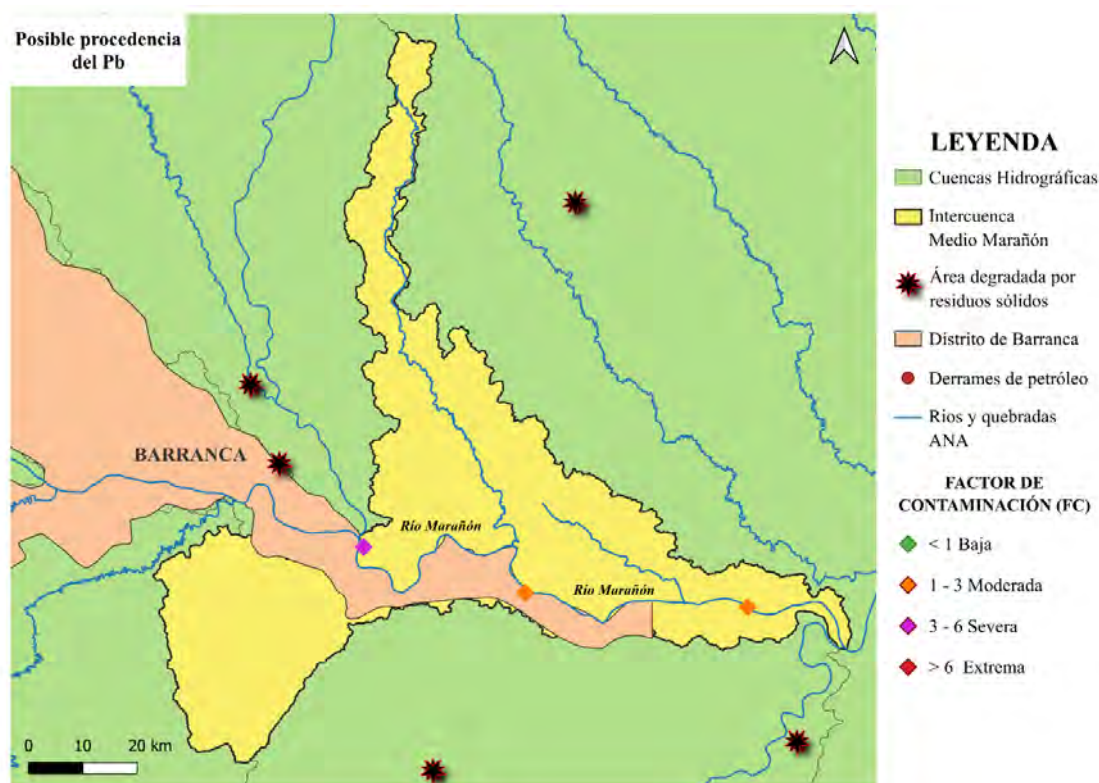


Figura 35 Niveles de contaminación para Pb asociados a la minería ilegal en Barranca, puntos derrame de petróleo y áreas degradadas por residuos sólidos en la Intercuenca Medio Marañón

Nota: Elaboración propia

Finalmente, para la Intercuenca Medio- Bajo Marañón se ha determinado que en general, los FC no determinan la presencia de niveles altamente contaminante respecto a los HTP, aceites y grasas y Hg usando cualquier valor de CBG. Sin embargo, se debe tener en cuenta que sí existe una variación de valores de FC entre la normativa peruana y las demás para el caso de Pb expuesto en las Figura 24 y Figura 25. Estos valores estarían asociados a la diferencia de su concentración base como se explicó anteriormente producto de la división al momento de obtener los valores de FC. De esta forma, resulta interesante evaluar que para el FC cuando se usa el CBG Nacional, existen mayores niveles de factor de contaminación evidenciados en la Figura 24 de esta zona de estudio a diferencia de los vistos en la Figura 25.

Para evaluar la procedencia del Pb asociándolo a los contextos referenciales que se maneja en esta discusión. La *Figura 36* muestra la distribución de FC para el año 2020 usando CBG nacional, al cual se le ha añadido los puntos de derrame de petróleo para el mismo año, la ubicación de las diversas áreas degradadas por residuos sólidos y al distrito de Barranca como posible sector de influencia por minería ilegal. Así, el año en cuestión fue elegido como referente por mostrar gran variedad de FC comprendidos entre niveles bajos hasta severos, además de una disminución de niveles de contaminación al usar los otros estándares de calidad de agua como el de Brasil y WHO (*Figura 25*).

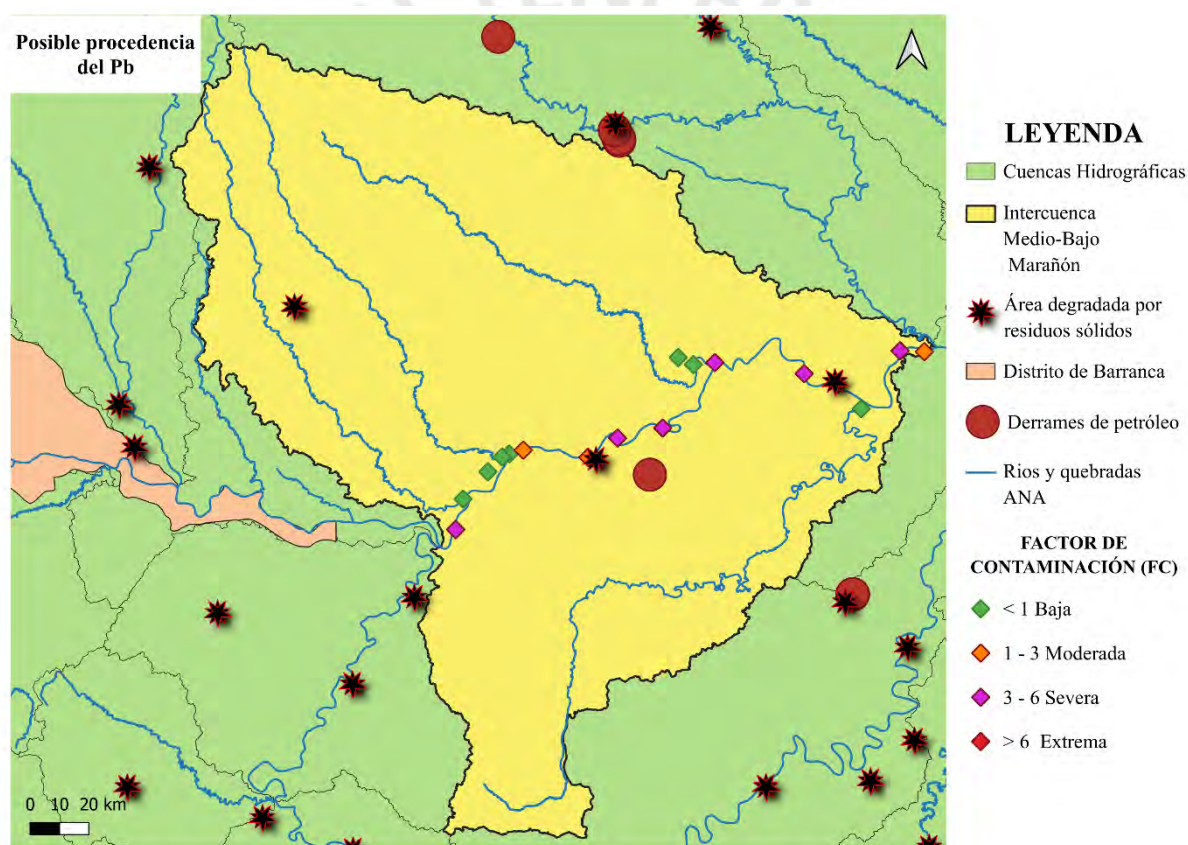


Figura 36 Niveles de contaminación para Pb asociados a la minería ilegal en Barranca, puntos derrame de petróleo y áreas degradadas por residuos sólidos en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón.

Nota: Elaboración propia

Así, en primer lugar, se puede mencionar que es poco probable que el origen de las altas cantidades de plomo sea originado por minería ilegal en la zona. Esto por la lejanía que se tiene

a los puntos de control evaluados, donde si bien se podría analizar la dispersión del contaminante desde el distrito de Barranca, no se cuenta con la ubicación exacta donde se realiza esta actividad, para poder vincularla directamente. Por otro lado, parece haber más influencia de las zonas donde se han detectado degradación de residuos sólidos, pues alrededor de la zona media este de la Intercuenca Medio-Bajo Maraón se encuentran puntos que han podido trasladar aguas abajo residuos con altas concentraciones de Pb.

Sin embargo, no se debe dejar de lado que existe un punto de derrame en medio de la Intercuenca y que parece ser un factor importante en 3 puntos de control cercanos al río Maraón donde el FC alcanza valores moderados a severos. Esto tendría mayor relevancia que la asociación a áreas degradadas por residuos sólidos, puesto que el derrame de petróleo sí pertenece al año en análisis a diferencia del punto de área degradada que es una referencia por cercanía como posible influencia. Aún así, a pesar de que el derrame de petróleo pueda tener mayor influencia sobre los niveles altos de concentración de Pb en la Intercuenca Medio-Bajo Maraón, no se debe descartar la posibilidad de estudiar a mayor profundidad la existencia y proximidad de estos puntos de degradación de residuos sólidos existentes, incluso resultaría interesante considerar evaluar si existen mayores efluentes que puedan trasladar los contaminantes a lo largo del río, o qué tipo de contaminantes son los que alojan más en estas áreas degradadas.

5.2.2 Evaluación del Riesgo Ecológico y diagnóstico final

Acorde a los resultados obtenidos del PERI, se ha podido observar que la mayoría de cuencas, incluso empleando todas las normativas expuestas en esta investigación, contienen un potencial de riesgo ecológico bajo. Se sabe que el PERI está asociado al valor del FC, en específico para los metales pesados Hg y Pb, y de los cuales, este último ha sido el de mayor aporte por la variedad de FC que se ha podido detectar a lo largo de los años evaluados. Sin embargo, a pesar de contar con altos niveles de FC, esto parece no ser determinante al momento

de la obtención de valores de PERI elevados, esto debido a que, al juntarse con los Er del Hg, no se ha superado un valor mínimo de PERI= 150 para encontrar un riesgo ecológico moderado o mayor en las cuencas evaluadas.

No obstante, no se debe minimizar la relevancia que contiene esta primera evaluación del potencial de riesgo ecológico para estos metales pesados (Hg y Pb) asociados al petróleo, pues justamente se han tomado estos contaminantes como parámetros iniciales por haber sido foco de estudios anteriores. Por un lado, O'Callaghan-Gordo et al., (2018), menciona que el petróleo crudo al igual que las aguas producidas por la industria petrolera, contienen mercurio, cuyas emisiones influyen altamente en la calidad de los recursos ambientales en ecosistemas amazónicos debido a sus niveles elevados de concentración tal y como se dio en Cuninico en el año 2014. Por otro lado, Yusta-García et al., (2017) afirma que el plomo está presente en el petróleo crudo, y del cual ya se ha tenido evidencia en grandes concentraciones anteriormente evaluadas en cuencas como Pastaza, Tigre y Marañón, por lo que en los derrames existentes en estas cuencas y otras, tiene alta probabilidad de poder encontrar Pb como uno de los metales pesados de mayor concentración.

En ese sentido, de las cuencas determinadas como más contaminadas por la recurrencia de derrames de petróleo, solo Pastaza parece contener la suficiente cantidad de metales pesados para llegar a tener un riesgo ecológico potencial muy alto según el uso del CBG nacional y considerable dentro del uso de la normativa brasilera (*Figura 37*). Sin embargo, aún no es posible establecer con claridad, el motivo principal de la causa de estas grandes concentraciones, pues como se vio, existe gran probabilidad de que las causantes estén asociadas a algún flujo de metales pesados por áreas degradadas por residuos sólidos o los mismos derrames de petróleo que suceden en esta. Además, la influencia espacio-temporal también juega un rol importante, pues cada metal tiene diferentes tiempos de absorción y tiempo de vida según el entorno donde se le evalúe (O'Callaghan-Gordo et al., 2018). Por ello,

el hecho de no haber podido contemplar otros escenarios como la sedimentación en los lechos de los ríos, donde quizás los niveles de concentración hayan sido menores por efecto de actividades de limpieza o remediación previo al registro de las entidades encargadas en cuestión es una limitante.

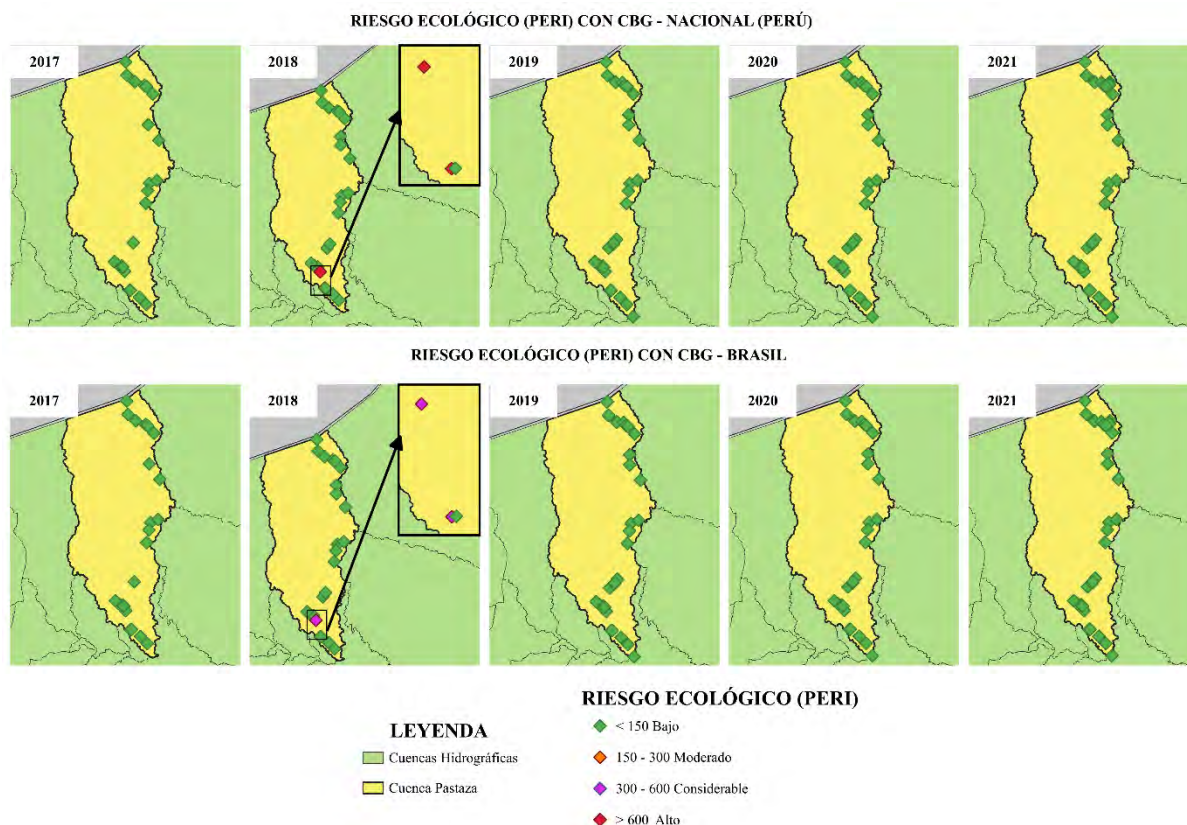


Figura 37 PERI para la cuenca Pastaza acorde al CBG Nacional (Perú) y de Brasil

Nota: Nota: Elaboración a partir del banco de información extraído del Visor por Cuencas, (ANA,2023)

Ante ello, se puede decir que, bajo la metodología empleada en esta investigación, los valores finales del PERI, han sido bajos. Sin embargo, es necesario cuestionarse a la vez, si los contaminantes evaluados son suficientes para poder determinar de forma holística, el nivel de riesgo ecológico potencial para las concentraciones de estos en cuerpos de agua de la Amazonía peruana. Además, no termina de ser clara la procedencia del Pb y Hg en los 3 referentes posibles de origen que determinen las altas concentraciones de estos metales pesados. Si bien algunos puntos parecen estar definidos bajo una causal parcialmente clara, existen otros donde no, e

incluso se podrían evaluar orígenes naturales (causas geológicas), por lo que esto implicaría un mayor análisis que escapa fuera del alcance de esta investigación.

En ese sentido, más allá de contemplar los contextos mencionados como parte fundamental del origen de los metales pesados para el cálculo del PERI, está el hecho de que los impactos tóxicos por derrames de petróleo y la exposición que tiene en el medio ambiente pueden causar grandes daños que no resultan ser tan fácilmente reversibles (Hook, 2020). Por ello, si bien la evaluación metodológica de esta investigación parece mostrar potenciales de riesgo ecológicos bajos asociados a Pb y Hg, los niveles de contaminación en cada cuenca evaluada reflejan que existe contaminación producto de derrames de petróleo a los cuales es necesario prestarles mayor atención e incluso extender su análisis hacia otros metales.

Además, la alta tasa de recurrencia vista en la caracterización de derrames de petróleo, las cantidades vertidas y los entornos a los cuales afectan estos incidentes, genera la necesidad de hablar de estrategias de remediación que permitan incluir técnicas de limpieza de agentes tóxicos asociados al petróleo. Para ello, se dependerá de una serie de factores como el contenido del crudo, las características del sitio donde se identificó un vertido e incluso factores de gestión político – ambiental (Sayed et al., 2021).

5.3 Remediación de cuencas hidrográficas contaminadas por petróleo

La remediación es entendida como la reducción parcial o permanente de la contaminación del suelo, aguas subterráneas o superficiales y sedimentos con la aplicación de métodos físicos, químicos o biológicos (Nuhu et al., 2022). La remediación ambiental tiene como objetivo principal la recuperación de sus recursos naturales afectados por contaminantes externos que pueden variar según el tipo de medio evaluado, las condiciones ambientales y las propiedades del contaminante, de tal forma que se pueda mejorar las condiciones de vida de los seres vivos involucrados en el ecosistema. Sin embargo, en muchas ocasiones, las

actividades de remediación dependen de cantidades considerables de recursos naturales, energía y mano de obra, que pueden generar riesgos secundarios al momento de su ejecución, lo cual involucra un análisis independiente de costo-beneficio (García-Villacís et al., 2021).

En la actualidad, el manejo inadecuado de los materiales y residuos producto de las diversas actividades antrópicas, ha generado un problema de contaminación en suelos, aire y agua (Benavides et al., 2006). Por ello, para hablar de remediación, es necesario entender cómo los agentes contaminantes están involucrados en el proceso de caracterización del medio afectado, en este caso, el recurso hídrico. En ese sentido, es de suma importancia determinar los parámetros que definen el estado actual del agua y qué agentes están involucrados como principales contaminantes, esto con la intención de controlar, prevenir y remediar cualquier efecto contaminante indeseado del agua con el uso de tecnología actual y una buena planificación (Jiménez, 2010).

Cabe resaltar que, de cierta forma se ha logrado consolidar la caracterización de derrames de petróleo en la Amazonía peruana para cuencas hidrográficas. En esta investigación, este fue el primer paso para conocer a fondo no solo la recurrencia de estos accidentes, sino también la cantidad vertida y sus causales. Sin embargo, existen ciertas limitaciones como el cálculo del área afectada por los derrames, si bien los datos brindados por OEFA contiene esta información, no ha sido fácil estandarizar el área de impacto por derrames en agua y diferenciarlas del suelo, por ejemplo. En ese sentido, es posible que, al contar con una mejora para la realización de monitoreos puntuales delimitados espacialmente, se haría más práctico para conocer de mejor manera el entorno donde ha sido identificado un derrame y así abordar su mejora.

También, si bien a finales de la evaluación de riesgo ecológico, se ha determinado un nivel bajo de potencial de riesgo cuando se trata de Hg y Pb, es pertinente continuar con la exploración de estrategias de remediación con el objetivo de reducir progresivamente la

acumulación de contaminantes tóxicos como son los metales expuestos y disminuir los niveles de contaminación de los HTP y aceites y grasas asociados al petróleo. Por ello, en este y otros estudios como los de Yusta-García et al., (2017) u O'Callaghan-Gordo et al., (2018), se han determinado niveles de contaminación que no cumplen los estándares calidad de agua peruano o internacionales, y que potencialmente existen en la vida silvestre de las poblaciones indígenas, siendo un riesgo para su subsistencia, pues dependen no solo de la caza y pesca como principales actividades, sino también del consumo o contacto directo con aguas contaminadas procedentes de la industria petrolera.

En ese sentido, es necesario adoptar medidas para la protección de la población y el medio ambiente afectados por estos acontecimientos, ya que en múltiples ocasiones los pobladores han manifestado que esta situación es un riesgo para su integridad (CIDH, 2017). A partir de ello, es posible plantear estrategias de remediación cuyo objetivo principal es cumplir como mínimo los criterios de calidad según la normativa de cada país donde se apliquen (Infante, 2021). En el caso peruano, dentro de las estrategias de gestión ambiental para zonas afectadas por derrames de petróleo como el Plan de rehabilitación del sitio impactado S0115 (Sitio 11) elaborado en el 2019, para el componente acuático, los objetivos de remediación se basan en 3 lineamientos: recuperación de la calidad, protección y la mejora institucional para la gestión de recursos hídricos (Consortio JCI, 2019).

De esta manera, con la finalidad de cumplir con lo mencionado, existen investigaciones que validan su posible ejecución, una de las clasificaciones más conocidas es planteada por Volke & Velasco (2002) acerca de estrategias de remediación, quienes proponen una división bajo los siguientes aspectos: lugar donde se realiza el proceso de remediación y el tipo de tratamiento.

a) Lugar donde se realiza el proceso de remediación**c) In situ**

La aplicación de un tratamiento In situ, se refiere a la realización de la remediación en el mismo lugar donde se encuentra la contaminación. Este proceso no involucra excavación del sitio contaminado para su evaluación, por lo que su principal ventaja es la disminución de costos en el procedimiento. Sin embargo, requiere mayor tiempo de tratamiento, puede ser inseguro para el personal a cargo de la ejecución de la remediación y presenta dificultad para verificar la eficacia del proceso (Volke & Velasco, 2002).

d) Ex situ

La realización de este tipo de tratamiento requiere de excavación o cualquier otro proceso para remover parte del suelo contaminado antes de remediar. Una vez extraída la muestra contaminada, existen dos variantes; una donde se puede aplicar la remediación en el mismo sitio utilizando el material necesario trasladado al lugar (in situ) y la segunda, donde se transporta la muestra a las instalaciones donde se aplica la remediación (ex situ) (Volke & Velasco, 2002). En cuanto sus ventajas, este proceso requiere menos tiempo de ejecución, además de que permite homogeneizar la zona remediada y de donde se pueden obtener muestras periódicas para una evaluación continua. Sin embargo, eleva el costo por motivos de equipo de excavación, personal capacitado para su manipulación, además del costo de vida por los riesgos a los cuales se podría encontrar sometido el personal (Coria, 2007).

b) Tipos de tratamiento**e) Biorremediación**

Esta técnica de remediación, también conocida como biodegradación, hace referencia a la transformación parcial o completa de la estructura molecular de componentes de hidrocarburo a cargo de microorganismos como bacterias, hongos o levaduras (Infante, 2021).

Para el caso de derrames de petróleos, la mayoría de los hidrocarburos presentes son biodegradables bajo condiciones aeróbicas (Rodríguez, 2017). Las investigaciones indican que el crudo de petróleo liviano se biodegrada con facilidad, mientras que algunos hidrocarburos policíclicos aromáticos tóxicos necesitan mayores aportes de oxígeno y enzimas; y finalmente, existe la posibilidad de una degradación anaeróbica, pero en un proceso más lento y poco usual para remediar (Cuvi & Bejarano, 2015).

El objetivo de realizar prácticas de biorremediación está orientado a neutralizar sustancias tóxicas y transformarlas de tal forma que disminuyan su grado de toxicidad para el medio ambiente y la salud humana (Benavides et al., 2006). La Tabla 17 contiene diversas estrategias de biorremediación estudiadas previamente por autores como Ndimele et al., (2018) Infante, (2021) y Sayed et al., (2021) , además de una breve descripción para cada una de ellas y los resultados de su aplicación.

Tabla 17 Estrategias de Biorremediación y su trascendencia

Estrategia	Descripción	Resultados
Bioestimulación	No se adicionan microorganismos para el proceso, se trabajan sobre los autóctonos en el suelo o agua. Sin embargo, se puede considerar aceptores que aumenten el accionar de los microorganismos originarios	Se ha usado en Venezuela como tecnología de biorremediación de forma ex situ o in situ. Lo cual indicaría una evolución positiva para su aplicación.
Bioaumentación	Se adicionan microorganismos como bacterias u hongos con afinidad hacia contaminantes específicos de tal forma que estimulen la biorremediación	No hay evidencia de uso exitoso a nivel de campo o a escala industrial, pero si a nivel de laboratorio sobre todo en compuestos que contiene benceno y tolueno
Biolabranza	Consiste en airear el suelo que contiene hidrocarburo de tal forma que el oxígeno suministrado sea suficiente para estimular el proceso de biorremediación	No se muestra evidencia

Nota: Adaptado de Remediation of crude Oil Spillage, por Ndimele et al., (2018)

a) Fitorremediación

La fitorremediación es un tratamiento de remediación ambiental que, mediante el uso de plantas, reduce o elimina contaminantes del suelo y aguas afectadas por agentes externos que modifiquen condiciones naturales (Benavides et al., 2006). Tiene como objetivo principal desintoxicar sitios contaminados o atenuar el daño potencial que pueden causar diversos agentes contaminantes en un entorno ecológico. Según Ndimele et al. (2018), ciertas especies de plantas tienen la capacidad de crecer en suelos contaminados, además de extraer contaminantes de este medio. Por ejemplo, algunas almacenan metales pesados tóxicos en sus tejidos, mientras que otras hacen menos dañinos ciertos contaminantes y los volatilizan.

Algunos casos de éxito que lograron degradar componentes como los hidrocarburos o metales pesados mediante la fitorremediación, han sido mediante la intervención de especies como el jacinto de agua (*Eichhornia crasipes*) y la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*). Para el primer caso, el estudio de Medina Garcia et al., (2019) llegó a determinar que esta especie puede adaptarse para la remoción de metales pesados presentes en agua como el cromo a una máxima concentración de 17.8 mg para este caso en particular, ya que para concentraciones mayores sería letal. Sin embargo, deja abierta la posibilidad de poder experimentar con otros metales.

Por otro lado, en el caso de la *Pistia stratiotes*, esta es una planta acuática que puede ser ubicada en países tropicales y subtropicales en lagos, ríos, estanques o acequias. Sus características acorde al estudio de Odjegba & Fasidi, (2004) pueden llegar a ser potencialmente buenos acumuladores o transportadores de metales pesados como el Pb, Cr, Zn, Ag y otros en menor proporción como el Hg y el Ni. Sin duda, para ambos casos existe un potencial de remoción bastante bueno que permiten estudiar los beneficios que estas y otras especies puedan tener para disminuir las concentraciones de contaminantes en determinados espacios.

Sin embargo, es importante mencionar que ambos estudios han sido tratados experimentalmente en laboratorios, por lo habría que medir de otra forma cuan efectivos pueden ser en un campo de mayor envergadura. Además, se debe considerar que su efectividad está condicionada al tipo de metal pesado que se desee extraer de un medio como el acuático, la permanencia en el medio, su concentración, entre otros factores.

En cuanto a la aplicación de fitorremediación en cuerpos de agua, Velásquez, (2017) menciona que existen pocos estudios que justifican el uso eficaz de esta estrategia, inclusive en el campo de hidrocarburos de petróleo. La autora menciona que, esto puede darse debido a la compleja composición que poseen los compuestos derivados del petróleo, pues al momento de tratar el derrame, se opta por emplear algunos químicos que agilizan el proceso. Sin embargo, con la intención de no introducir mayor composición química en un entorno ya contaminado por otras sustancias tóxicas, una forma de incentivar el uso de la fitorremediación es mediante la integración de nutrientes y oxígeno (Ndimele et al., 2018). Con ello, se incrementaría los factores que facilitan la eficiencia de los microorganismos de degradación del petróleo, convirtiéndose así en un tratamiento similar a la biorremediación.

Ahora bien, a partir de las opciones evaluadas se puede llegar a decir que, los métodos físicos y químicos de limpieza de derrames tanto ex situ como in situ, parecen no ser una buena práctica para medios tropicales dentro de la Amazonía peruana. En primer lugar, no son capaces de eliminar por completo el petróleo de forma física, además de que resulta riesgoso para el personal encargado al momento de realizar actividades de remediación como manejo de desechos sólidos, limpieza de daños ambientales en peligro o sitios contaminados con altos índices toxicológicos (O'Callaghan-Gordo et al., 2021). Y, en segundo lugar, al no poder completar totalmente esta tarea física, el hecho de incluir químicos dentro de los lugares que ya contienen contaminantes, sí puede resultar desfavorable por la reacción química que se pueda ocasionar.

Por otro lado, entre la fitorremediación y la biorremediación, como tratamientos potenciales de derrames de petróleo, la segunda opción podría llevarse a cabo con mayor éxito según el historial expuesto en esta discusión. Sin embargo, para su implementación, es necesario que en primera instancia, los equipos de respuesta a derrames de petróleo dentro de la Amazonía peruana estén completamente capacitados para saber qué usar, cómo actuar y cuando aplicar, un tratamiento por biorremediación, a la vez de realizar un seguimiento y evaluar los resultados parciales de su aplicación (Sayed et al., 2021).

Por ejemplo, en la Amazonía ecuatoriana, un estudio de biorremediación aplicada en la cuenca hidrográfica del río Napo ha mostrado buenos resultados para disminuir la contaminación por petróleo en la zona. Se menciona que, se pueden emplear hongos endófitos identificados en plantas oriundas del medio local con un porcentaje de degradación de los HTP superiores al 40%. Esto se debe a que la cuenca del Napo cuenta con un vasto historial de derrames de petróleo, por lo que estos hongos se han adaptado para degradar los HTP con facilidad. Además, se plantea que su aislamiento y posterior uso pueden mejorar la colonización de hábitats contaminados, pero siempre teniendo en cuenta que su aplicación depende de la naturaleza, condiciones ambientales, composición del medio contaminado por petróleo, la caracterización físico-química de la zona, entre otros (Marín et al., 2018).

Así, si bien el ejemplo anterior podría adaptarse como una metodología de aplicación en la Amazonía peruana, dada la similitud de su entorno tropical y cercanía, la aplicación de estrategias de remediación como la biorremediación, implica también otros aspectos que se deben tener en cuenta para su ejecución. Según Finer et al., (2013) existen al menos 3 obstáculos que dificultan las buenas prácticas de la implementación de estrategias de remediación en la Amazonía peruana y que deben mejorarse. En primer lugar, el poco interés y continuidad que se tiene en materia de regulación ambiental dentro de la gestión pública; en segundo lugar, la falta de investigación sobre temas relacionados con derrames de petróleo y

su afección en aguas continentales, las cuales deberían condicionar estrategias de remediación pertinentes; y finalmente, aceptar que para poder obtener mejores resultados en cuanto a la remediación de cuencas se debe invertir económicamente fondos considerables, evitando así prácticas convencionales que generen resultados parciales y no duraderos.

6. CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

- La caracterización de derrames de petróleo es un paso fundamental para la delimitación descriptiva de estos accidentes, puesto que permite conocer la recurrencia y cantidad vertida de crudo, clasificar las causas principales de estos sucesos y dar paso a un análisis personalizado de cuencas hidrográficas según su afección. En ese sentido, se recolectó un total de 450 derrames de petróleo distribuidos entre los años 2011-2022 brindados por OEFA, de los cuales la mayoría han sido asociados a lotes de extracción petrolera como el 192 (Ex 1AB) o el lote 8 y el ONP como principales locaciones de contaminación por derrames debido a su uso industrial y de transporte ingenieril.
- De todas las cuencas hidrográficas pertenecientes a la región Loreto, se ha determinado que cuatro de ellas (Pastaza, Tigre, Intercuenca Medio Marañón e Intercuenca Medio-Bajo Marañón), han sido las más afectadas por derrames de petróleo en los últimos 12 años y donde la mayor causa de estos accidentes ha sido por fallas operativas a lo largo de los diversos lotes de extracción y el ONP asociados a estas cuencas. Sin embargo, no se debe dejar de lado la incidencia que han tenido las causas de derrames por acto de terceros, pues según lo evaluado, muchos de estos han podido ser por conflictos entre los pobladores indígenas de la Amazonía peruana y las empresas operadoras de petróleo en la zona, quienes actúan de esta forma por disconformidad sobre el cuidado de su entorno ambiental y el atentado contra su salud por los contaminantes que contiene el petróleo.

- Los FC hallados muestran ser un indicador adecuado para la evaluación de contaminantes asociados al petróleo en la región amazónica peruana. Ha quedado en evidencia que, existen niveles de contaminación superiores a un FC bajo asociados a todos los contaminantes elegidos en esta investigación. Por un lado, en las cuencas Tigre y Pastaza, los HTP y aceites y grasas son los compuestos que predominado en la obtención de mayores FC respecto de las otras sustancias. Por otro lado, en las Intercuencas Medio Marañón y Medio-Bajo Marañón, los mayores FC han sido determinados por los metales pesados Hg y Pb, siendo este último, el más determinante. No obstante, no debe dejarse de lado que estos cálculos han sido desarrollados a partir de una metodología que considera muestras sedimentológicas, pero que, debido a relevancia científica en estudios similares de evaluación hídrica, sí es viable de usar.
- Dentro del cálculo de los FC, un aspecto importante sin lugar a duda es el CBG. En general, aquellos valores de FC hallados con el CBG de la normativa nacional (Perú), indicarían una perspectiva más conservadora de la contaminación que pueden generar ciertas sustancias del petróleo. Esto se debe a que, cada vez que se usó el CBG Nacional, los FC resultaban diferentes de un nivel de contaminación bajo por la diferencia numérica de los CBGs respecto a las demás normativas. Por ello, el aporte en esta investigación del uso de diversos ECA como valores de concentración base, está direccionado en el análisis de cómo este parámetro influencia dentro del cálculo de los FC acorde a la variedad que pueden tener según la normativa ambiental de cada país.
- El empleo de normativas mundiales como EPA y WHO, no brindan valores que puedan representar realmente el nivel de contaminación involucrado para cada contaminante del petróleo. Esto se debe a que, las concentraciones estándar que manejan, se enfocan en el uso del agua para el consumo general y no es claro en cuanto al direccionamiento que debería tener para aguas continentales. Por ello, de todas las normativas

internacionales empleadas como CBG para determinar los FC, la normativa de Brasil es la que ha podido mostrar también, variaciones considerables de FC asociados a los contaminantes del petróleo. Esto se debe a que los valores de concentración base de la normativa peruana y la brasilera son muy similares debido a que comparten la característica de contar con regiones amazónicas en su territorio, lo cual hace que sus normativas de cierta forma se regionalicen de forma más específica acorde a las características del entorno.

- Los valores de PERI obtenidos que evidencian el potencial de riesgo ecológico en las cuencas hidrográficas evaluadas, han sido en su mayoría bajos. Solo en la cuenca Pastaza, se ha podido observar cambios en el nivel del riesgo ecológico para el año 2018 asociados al Hg y Pb. Sin embargo, esto no es una afirmación definitiva, pues se ha restringido el cálculo del PERI solo a los metales pesados en cuestión y, además, sus concentraciones fueron obtenidas a partir de la evaluación del recurso hídrico, lo cual impide abordar su procedencia sedimentaria o de origen natural que permita brindar un panorama holístico de riesgo ecológico.
- En cuanto al tratamiento de aguas continentales, es importante considerar que este estudio permite evidenciar la existencia de un impacto negativo sobre el recurso hídrico por la recurrencia de derrames de petróleo en el medio y los niveles de contaminación determinados. De esta forma, surge la necesidad de implementar estrategias de remediación, donde se tenga en claro las características del entorno, la situación actual del medio, los niveles de contaminación, entre otros factores. Por ello, este estudio ha determinado que la biorremediación podría ser una opción viable de implementación dentro de la gestión de la preservación del recurso hídrico amazónico atacado por los derrames de petróleo. En primer lugar, sus múltiples ventajas en lo económico y resultados obtenidos en entornos similares como el ejemplo ecuatoriano visto, conciben

a la biorremediación como una alternativa de éxito y que, a futuro, pueda implantarse según los requisitos de gestión ambiental la nación peruana.

6.2 Recomendaciones

- Si bien la metodología en cuestión puede funcionar como pilar para ampliar los conceptos empleados dentro de la evaluación de riesgo ecológico potencial en el país para derrames de petróleo, se debe enfatizar en evaluar holísticamente los efectos ecológicos de los contaminantes detectados, factores estresantes y fuentes de origen. Esto permitirá seleccionar puntos finales de evaluación apropiados, que permitan proporcionar medidas de contaminación con menor incertidumbre y que permitan cumplir con los objetivos planteados para su conservación. Como parte de ello, se podría evaluar dentro de otros componentes, la fauna, los recursos hidrobiológicos e incluso asociarlo con los efectos que tienen estos contaminantes sobre la salud.
- Debido a la gran cantidad de datos tratados, que fueron brindados por OEFA, resulta importante considerar realizar una actualización constante de datos por parte de las entidades involucradas como OEFA y ANA. En este estudio en particular, es sugerible realizar una actualización de las causas de los derrames de petróleo, pues como se vio en el análisis, existían muchas muestras donde no se pudo determinar este parámetro que condiciona el accionar de mejora acorde al origen del derrame. También se sugiere, mejorar la claridad de datos agenciados al público por parte de las entidades, pues en algunos casos como el área impactada o el volumen vertido, no ha sido sencillo de diferenciar y mostrar los datos organizados, por lo que mejorar el criterio técnico de recopilación de datos sería adecuado para facilitar el estudio.
- Se recomienda realizar una mayor cantidad de estudios in situ para obtener información de mayor confiabilidad y precisión respecto a las causales, cantidad vertida, ocurrencia de derrames de petróleo y concentraciones de contaminantes que faciliten el cálculo de

FC o PERI. Con ello, no solo se podrá contar con una base de datos sólida para el tratamiento de información posterior, sino también, se podrá regular de mejor manera el impacto ambiental que poseen los derrames de petróleo y lograr un equilibrio antrópico - ambiental hacia un futuro sostenible. Es tarea de las autoridades pertinentes, comunidades que habitan estos entornos, empresas extractoras o de la industria del petróleo en el Perú, poder mantener estándares de calidad altos en componentes como el agua, además de su cuidado y manejo.

- Si bien se han logrado caracterizar los derrames de petróleo y lograr un análisis de riesgo ecológico que indica un PERI bajo en su mayoría a excepción de Pastaza, se recomienda tratar de implementar estrategias de remediación en un plazo corto posterior a la detección de un accidente para la descontaminación y rehabilitación de las zonas impactadas por derrames de petróleo en el Perú. Para ello se podría empezar implementando a la biorremediación como principal método y evaluar si su contribución es lo suficientemente eficaz para su continuidad.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agudelo, G., Aigner, M., & Ruiz, J. (2008). Diseños de Investigación Experimental Y No-Experimental. *Centro de Estudios de Opinión*, 1–46.
http://bibliotecadigital.udea.edu.co/dspace/bitstream/10495/2622/1/AgudeloGabriel_dise_nosinvestigacionexperimental.pdf
- Agüero, A. (2012). La dimensión geopolítica y económica del petróleo venezolano en las primeras décadas del siglo XX y su repercusión en el Estado Cojedes. *Tiempo y Espacio*, 63–87.
- Alayo, F. (2016, July 16). Oleoducto Norperuano: Un elefante negro en la selva. *El Comercio*. <https://elcomercio.pe/peru/oleoducto-norperuano-elefante-negro-selva-237067-noticia/>
- Alva, G. (2023, April 25). En 2022 se registró un derrame de petróleo u otras sustancias en el Perú cada tres días, en promedio. <https://elcomercio.pe/lima/sucesos/ec-data-en-2022-se-registro-se-registro-un-derrame-de-petroleo-u-otras-sustancias-en-el-peru-cada-tres-dias-en-promedio-repsol-callao-oefa-noticia/#:~:text=Accidentes y emergencias&text=OEFA informó a este Diario,cada tr>
- Aponte, H., Torrejón-Magallanes, J., & Pérez, A. (2022). Marea Negra en el Perú: Reflexiones sobre un derrame de petróleo en el Pacífico sudamericano. *South Sustainability*, 3, e044. <https://doi.org/10.21142/ss-0301-2022-e044>
- Arana, M. (2021). Minería Ilegal en la Amazonía peruana: Informe sobre actividades mineras en las regiones amazónicas de Amazonas, Huánuco, Loreto, Madre de Dios, San Martín y Ucayali. *FCDS*. <https://preveniramazonia.pe/wp-content/uploads/Documento-La-mineria-ilegal-en-la-Amazonia-peruana-versión-pdf.pdf>
- Asante-Duah, D. K. (1993). *Hazardous Waste Risk Assessment*. Lewis Publishers.
<https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=tvh-HIryCy4C&oi=fnd&pg=PA1&dq=Waste+Risk+Assessment+pdf&ots=X3BR8kIa2n&sig=imJHbswTCGrLVhFMjduU5b7KtWQ#v=onepage&q&f=false>
- Ávila, G. (2016). *Los efectos del boom de las industrias extractivas en los indicadores sociales*. <https://resourcegovernance.org/sites/default/files/documents/los-efectos-del-boom-de-las-industrias-extractivas-en-los-indicadores-sociales-peru.pdf>

- Azevedo-Santos, V. M., Garcia-Ayala, J. R., Fearnside, P. M., Esteves, F. A., Pelicice, F. M., Laurance, W. F., & Benine, R. C. (2016). Amazon aquatic biodiversity imperiled by oil spills. *Biodiversity and Conservation*, 25(13), 2831–2834.
<https://doi.org/10.1007/s10531-016-1192-9>
- Badii, M., & Garza, A. (2005). Monitoreo Biológico como herramienta esencial en la evaluación de riesgo ecológico y el impacto ambiental. *CULCyT*, 17–26.
<http://www2.uacj.mx/IIT/CULCYT/marzo-abril2005/AMBIENTE.PDF>
- Baeza, E. (2016). *Calidad de agua* (Issue 56, p. 11).
- Bauer, J., Castro, J., & Chung, B. (2017). *Calidad del agua. Agua en el Perú: Situación y Perspectivas* (pp. 1–42).
- Benavides, J., Quientero, G., Guevara, A., & Jaimes, D. (2006). Bioremediación de suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. *NOVA*, 4(5), 82–90.
<https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/lil-474713?lang=es>
- Bravo, E. (2007). *Impactos de la explotación petrolera en ecosistemas tropicales y la biodiversidad*.
- Brock, N. (1994). *Introduction to chemical Exposure and Risk Assessment*. Lewis Publishers.
https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=7i_gDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Introduction+to+Chemical+Exposure+and+Risk+Assessment&ots=Scpw1BhChA&sig=JytjFoAWcAY5oIUoN0jUMIVtT8#v=onepage&q=Introduction+to+Chemical+Exposure+and+Risk+Assessment&f=false
- Campanario, Y., & Doyle, C. (2017). *EL DAÑO NO SE OLVIDA: Impactos socioambientales en territorios de pueblos indígenas de la Amazonía norperuana afectados por las operaciones de la empresa Pluspetrol* (C. de P. P. y D. humanos P. Equidad (ed.); Primera Ed).
- Carbal Herrera, A. E., Rosales García, C., Hernández Vilorio, A., & Martínez Gómez, L. (2019). Una aproximación conceptual al termino pasivos ambientales: una propuesta para su puesta en práctica. *Panorama Económico*, 27(2), 497–509.
<https://doi.org/10.32997/2463-0470-vol.27-num.2-2019-2638>
- Carrillo, L. (2017). Diferencias , diferendos y conflictos en América Latina. *Cuadernos de Nuestra América*, XXVI.

- CENMA. (2014). *Lineamientos Metodológicos para la Evaluación de Riesgo Ecológico*. 86.
- Censopas. (2016). *Determinación de metales pesados en las comunidades de Cuninico y San Pedro- Cuenca del Marañón del departamento de Loreto*.
- CIDH. (2017). *Pobladores de la Comunidad de Cuninico y otra respecto de Perú* (p. 113).
www.cidh.org
- Consorcio JCI. (2019). Plan de Rehabilitación del sitio impactado S0115 (SITIO 11). In *Ministerio de Energía y Minas*.
- Coria, I. (2007). *Remediación de suelos contaminados con hidrocarburos*. 576.
- Coronel, G., Au, W. W., & Izzotti, A. (2020). Public health issues from crude-oil production in the Ecuadorian Amazon territories. *Science of the Total Environment*, 719, 134647.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134647>
- Correa Pabón, R. E., & De Souza Filho, C. R. (2019). Crude oil spectral signatures and empirical models to derive API gravity. *Fuel*, 237(May 2018), 1119–1131.
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.09.098>
- Cuvi, N., & Bejarano, M. (2015). Inhibition halos in the remediation of Amazon. *História, Ciências, Saúde-Manguinhos*, 22, 653–673.
- Durango-Cordero, J., Saqalli, M., Laplanche, C., Locquet, M., & Elger, A. (2018). Spatial analysis of accidental oil spills using heterogeneous data: A case study from the North-Eastern Ecuadorian Amazon. *Sustainability (Switzerland)*, 10(12).
<https://doi.org/10.3390/su10124719>
- Edwards, P., Williard, K., & Schoonover, J. (2015). Fundamentals of Watershed Hydrology. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 154(1), 3–20.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2015.03185.x>
- Egbueri, J. C. (2020). Groundwater quality assessment using pollution index of groundwater (PIG), ecological risk index (ERI) and hierarchical cluster analysis (HCA): A case study. *Groundwater for Sustainable Development*, 10, 100292.
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100292>
- El Peruano. (2007). *Ley que regula los pasivos ambientales del sector hidrocarburos Ley N° 29134*. 5–24. http://repo.iain-tulungagung.ac.id/5510/5/BAB_2.pdf

- Erill, B. (2023). Esequibo, el territorio rico en recursos que enfrenta a Venezuela y Guyana. *National Geographic España*. https://www.nationalgeographic.com.es/mundo-ng/esequibo-territorio-recursos-naturales-venezuela-guyana_21221
- Finer, M., Jenkins, C. N., & Powers, B. (2013). *Potential of Best Practice to Reduce Impacts from Oil and Gas Projects in the Amazon*. 8(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063022>
- Fontaine, G. (2005). Conflictos por petróleo y gas natural en la Amazonía. *Íconos: Revista de Ciencias Sociales*.
- Fraser, B. (2022). *Huellas del petróleo en la Amazonía peruana: ¿Puede Loreto tener un futuro sin petróleo?* Los Angeles Times. <https://www.latimes.com/espanol/internacional/articulo/2022-08-02/huellas-del-petroleo-en-la-amazonia-peruana-puede-loreto-tener-un-futuro-sin-petroleo>
- García-Villacís, K., Ramos-Guerrero, L., Canga, J. L., Hidalgo-Lasso, D., & Vargas-Jentzsch, P. (2021). Environmental Impact Assessment of Remediation Strategy in an Oil Spill in the Ecuadorian Amazon Region. *Pollutants*, 1(4), 234–252. <https://doi.org/10.3390/pollutants1040019>
- Gavaldá, M. (2005). Los conflictos ambientales del gas boliviano. *Íconos: Revista de Ciencias Sociales*, 9(21).
- Gonzales, G., Ordoñez, C., & Vásquez-Velásquez, C. (2022). Derrame de petróleo en ventanilla, Callao, enero del 2022. *Revista de La Sociedad Peruana de Medicina Interna*, 35(1), 47–49. <https://doi.org/10.36393/spmi.v35i1.658>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Herrera, J. (2020). Ingeniería de la perforación de pozos de petróleo y gas. Vol. I: Origen y características de los hidrocarburos. *Ingeniería de La Perforación de Pozos de Petróleo y Gas. Vol. I: Origen y Características de Los Hidrocarburos, I*. <https://doi.org/10.20868/upm.book.62714>
- Hook, S. E. (2020). Beyond Thresholds: A Holistic Approach to Impact Assessment Is Needed to Enable Accurate Predictions of Environmental Risk from Oil Spills.

- Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(6), 813–830.
<https://doi.org/10.1002/ieam.4321>
- Hutcheson, M. S., Pedersen, D., Anastas, N. D., Fitzgerald, J., & Silverman, D. (1996). Beyond TPH: Health-Based Evaluation of Petroleum Hydrocarbon Exposures Crude oils and refined oil products are accidentally re-leased from oil tanker accidents, road transport tanker. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 24, 85–101.
- Infante, C. (2021). Criterios y tecnologías de remediación en suelos contaminados con hidrocarburos. *Boletín de La Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales*, 81(1), 29–34. <https://boletines.acfiman.org/wp-content/uploads/2021/06/3-Boletin-LXXXI-Carmen-Infante-29-05.pdf>
- Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2022). Developing a methodology to quantify mismanaged plastic waste entering the ocean in coastal countries. *Journal of Industrial Ecology*, 26(6), 2108–2122. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jiec.13349>
- Jara, B. (2022). *Derrames de petróleo en la Amazonía: desastres de atención gran impacto pero con menos*. SPDA Actualidad Ambiental. <https://www.actualidadambiental.pe/derrames-de-petroleo-en-la-amazonia-desastres-de-gran-impacto-pero-con-menos-atencion/>
- Jiménez, B. (2010). Soluciones tecnológicas a la contaminación del agua. In *Instituto de Investigaciones Económicas UNAM* (pp. 177–245). <http://ru.iiec.unam.mx/id/eprint/65>
- Kimmerling, J. (1993). *Crudo amazónico* (Abya Yala (ed.)).
- Koplan, J. (1998). Toxicological profile for Total Petroleum Hydrocabons (TPH). U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES:Public Health Service. https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts123.html
- Lara, W. (2016). *Análisis multicriterio para priorización de zonas afectadas por derrames de petróleo*. <http://hdl.handle.net/10469/9546>
- Lema, C. (2018). Amazonía posible y sostenible. *CEPAL*, 18. https://www.cepal.org/sites/default/files/news/files/folleto_amazonia_posible_y_sostenible.pdf
- León, A., & Zúñiga, M. (2020). *La sombra del petróleo: Informe de los derrames petroleros en la Amazonía Peruana entre el 2000 y el 2019* La sombra del petróleo (Oxfam (ed.);

Primera ed).

Léon, A., & Zúñiga, M. (2021). *La sombra de los hidrocarburos* (pp. 1–56).

Loayza, T., & Ocaña, M. (2018). Salud de los pueblos indígenas amazónicos y explotación petrolera en los lotes 192 y 8. ¿Se cumplen los acuerdos en el Perú? *Defensoría Del Pueblo*, 1–39.

López, L. (2021). Derrames de petróleo y su efectos en el carbono orgánico de suelos y sedimentos. *Boletín de La Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales*, 31, 25–28.

López, M. (2017). *Víctimas del petróleo en Perú: El derrame que contaminó a indígenas de Cuninico*. <https://www.actualidadambiental.pe/victimas-del-petroleo-en-peru-la-contaminacion-que-afecto-los-indigenas-de-cuninico/>

Magariños, D. (2011). *Derrame de hidrocarburos: Análisis de riesgo ambiental en estaciones de servicio*. <http://redi.ufasta.edu.ar:8082/jspui/handle/123456789/221>

Mantxo, M. (2013). *Vertidos de petróleo: Un problema incesante por la búsqueda de crudo en lugares cada vez más remotos y accesibles*.

Margallo, M., Ziegler-Rodriguez, K., Vázquez-Rowe, I., Aldaco, R., Irabien, Á., & Kahhat, R. (2019). Enhancing waste management strategies in Latin America under a holistic environmental assessment perspective: A review for policy support. *Science of the Total Environment*, 689, 1255–1275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.393>

Marín, F., Navarrete, H., & Narvaez-Trujillo, A. (2018). Total Petroleum Hydrocarbon Degradation by Endophytic Fungi from the Ecuadorian Amazon. *Advances in Microbiology*, 08(12), 1029–1053. <https://doi.org/10.4236/aim.2018.812070>

Mayor, P., Rosell, A., Cartró-Sabaté, M., & Orta-Martínez, M. (2014). Actividades petroleras en la Amazonía: ¿Nueva amenaza para las poblaciones de tapir? *Tapir Conservation*, 23(32), 27–30.

McClain, M., & Llerena, C. (1998). El manejo de Cuencas en la Selva: De los Andes a la Amazonia. *Agua y Riego*, 11, 3.

Medina Garcia, L., Ferreira, F. P., Kurita Oyamada, H., Rodríguez Bonet, S., Fidel Galeano, E., & Viera, M. R. (2019). Phytoremediation of chrome in tannery effluents using

- Eichhornia crassipes. *Reportes Científicos de La FACEN*, 10(1), 25–36.
<https://doi.org/10.18004/rcfacen.2019.10.1.25>
- Medrano, U. (2019). *Análisis de la fiscalización ambiental de los derrames de petróleo en el Oleoducto Norperuano desde el enfoque de la regulación* [Pontificia Universidad Católica del Perú]. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/14477>
- Melville, R. (2000). La cuenca fluvial, como territorio fragmentado para la organización del aprovechamiento, conservación y administración de los recurso hídricos. In *Asignación, productividad y manejo de recursos hidricos en cuencas: memorias del Seminario Internacional* (pp. 55–73). <https://hdl.handle.net/10568/37063>
- Méndez, M., Rennola, L., Peña, M., & Rodriguez, P. (2011). Determinación de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) usando CG-FID en suelos de un patio de tanques en desuso situado en Catia La Mar – Venezuela. *Revista Ciencia e Ingeniería*, 32(1), 31–38.
- MINAM. (2015). Estudio de desempeño ambiental 2003 - 2013. *Documento de Trabajo 2003 - 2013, I*(Desempeño Ambiental Peruano), 716. https://www.minam.gob.pe/esda/wp-content/uploads/2016/09/estudio_de-desempeno_ambiental_esda_2016.pdf
- MINAM. (2017). Aprueban Estandares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen disposiciones complementarias. *El Peruano*, 6–9. <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>
- MINAM. (2019). *Guía para la Formulación del Plan de Recuperación de Áreas Degradadas por Residuos Sólidos Municipales*. 33(0), 1–8.
https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/728826/Producto_4_-_Guia_para_la_formulacion_del_plan_de_recuperacion_de_areas_degradadas_por_residuos_solidos_municipales__002_.pdf
- Miranda, D. (2005). *Los derrames de petróleo en ecosistemas tropicales - impactos, consecuencias y prevención. La experiencia de Colombia*. American Petroleum Institute. <https://doi.org/10.7901/2169-3358-2005-1-571>
- Myles, J., & Wotherspoon, P. (1998). *Guía ARPEL: Evaluación y administración de riesgos de derrames de hidrocarburos*.
- Ndimele, P. E., Saba, A. O., Ojo, D. O., Ndimele, C. C., Anetekhai, M. A., & Erundu, E. S. (2018). Remediation of Crude Oil Spillage. In *The Political Ecology of Oil and Gas*

Activities in the Nigerian Aquatic Ecosystem. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809399-3.00024-0>

- Noriega Calmet, F. (1962). Historia de la industria del petróleo en el Perú desde sus comienzos hasta la fecha. *Osinnergmin*, 9.
- Nuhu, M. M., Rene, E. R., & Ishaq, A. (2022). Remediation of crude oil spill sites in Nigeria: Problems, technologies, and future prospects. *Environmental Quality Management*, 31(4), 165–175. <https://doi.org/10.1002/tqem.21793>
- O’Callaghan-Gordo, C., Flores, J. A., Lizárraga, P., Okamoto, T., Papoulias, D. M., Barclay, F., Orta-Martínez, M., Kogevinas, M., & Astete, J. (2018). Oil extraction in the Amazon basin and exposure to metals in indigenous populations. *Environmental Research*, 162(October 2017), 226–230. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.01.013>
- O’Callaghan-Gordo, C., Rosales, J., Lizárraga, P., Barclay, F., Okamoto, T., Papoulias, D. M., Espinosa, A., Orta-Martinez, M., Kogevinas, M., & Astete, J. (2021). Blood lead levels in indigenous peoples living close to oil extraction areas in the Peruvian Amazon. *Environment International*, 154. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106639>
- O’Callaghan-Gordo, C., Rosales, J., Lizárraga, P., Barclay, F., Okamoto, T., Papoulias, D. M., Espinosa, A., Orta-Martinez, M., Kogevinas, M., & Astete, J. (2023). Levels of Arsenic, Cadmium, and Mercury in Urine of Indigenous People Living Close to Oil Extraction Areas in the Peruvian Amazon. *Environmental Health Perspectives*, 131(5), 57701. <https://doi.org/10.1289/EHP11932>
- Odjegba, V., & Fasidi, I. (2004). Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: Implications for phytoremediation. *Ecotoxicology*, 13(7), 637–646. <https://doi.org/10.1007/s10646-003-4424-1>
- Ojekunle, O. Z., Ojekunle, O. V., Adeyemi, A. A., Taiwo, A. G., Sangowusi, O. R., Taiwo, A. M., & Adekitan, A. A. (2016). Evaluation of surface water quality indices and ecological risk assessment for heavy metals in scrap yard neighbourhood. *SpringerPlus*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2158-9>
- Ordóñez, C., Vásquez-Velásquez, C., & Gonzales, G. F. (2022). Derrame de petróleo, un desastre ecológico: revisión bibliográfica sobre su impacto en la salud. *Diagnóstico*, 61(4), e408. <https://doi.org/10.33734/diagnostico.v61i4.408>

- Orta-Martínez, M., & Finer, M. (2021). Un segundo " boom " de exploración de hidrocarburos amenaza la Amazonia peruana. *UABDivulga Barcelona Investigación e Innovación*, 3–5.
- Ortuño, S. (2011). *El mundo del petróleo: origen, usos y escenarios*. (Primera Ed). Fondo de Cultura Económica.
https://books.google.com.pe/books?hl=es&lr=&id=kP1FEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=origen+del+petroleo&ots=_QfLezdWdU&sig=Pqk-G6T_A4ULLJCqQ9zPdUWEBIM&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Palacios, J. J., Chota, W., Zárate, R., & Pérez, P. E. (2020). Análisis espacial de la deforestación por actividad petrolera en el Lote 192, Loreto, Perú. *Folia Amazónica*, 28(2), 147–160. <https://doi.org/10.24841/fa.v28i2.501>
- Parra, F., Manrique, H., & Martínez, V. (2019). Derrames de petróleo y afectación a la salud materno infantil en pueblos indígenas de la amazonía peruana: Un análisis exploratorio desde los determinantes de la salud. *Cies, December*, 96.
http://www.cies.org.pe/sites/default/files/investigaciones/derrames_de_petroleo_y_afectacion_a_la_salud_materno_infantil.pdf
- Pastrana, E., & Stopfer, N. (2020). *Gobernanza multinivel de la Amazonía* (Issue December).
- Peña-Castro, J. M., Barrera-Figueroa, B. E., Ruiz-Medrano, R., & Xoconostle-Cázares, B. (2006). Bases Moleculares De La Fitorremediación De Hidrocarburos Totales Del Petróleo. *Terra Latinoamericana*, 24, 529–539.
- Perupetro. (2010). *Actividades de exploración y explotación de hidrocarburos en el Perú*. 1–40.
- PNUD. (2018). *Estudio Técnico Independiente del ex Lote IAB*. 252.
- PNUD. (2022). *Estudio técnico independiente del Lote 8*.
<https://www.undp.org/es/peru/publications/estudio-tecnico-independiente-del-lote-8>
- Pulido, V., Cruz, J., Arana, C., & Olivera, E. (2022). Environmental damage to the Peruvian marine littoral caused by the oil spill (January 2022) at the La Pampilla refinery. *Manglar*, 19(1), 67–75. <https://doi.org/10.17268/manglar.2022.009>
- Pulido, V., Escobar-Mamani, F., Arana, C., & Olivera, E. (2022). Efectos del derrame de petróleo en la Refinería la Pampilla en las costas del litoral marino, Lima (Perú). *Revista*

- de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 24(1), 5–8.
<https://doi.org/10.18271/ria.2022.411>
- Restrepo, R., & Cardenosa, M. (1999). Indices de contaminacion para caracterizacion de aguas continentales y vertimientos. Formulaciones. *CT y F - Ciencia, Tecnologia y Futuro*, 1(5), 89–99.
- Rivera-Parra, J. L., Vizcarra, C., Mora, K., Mayorga, H., & Dueñas, J. C. (2020). Spatial distribution of oil spills in the north eastern Ecuadorian Amazon: A comprehensive review of possible threats. *Biological Conservation*, 252.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108820>
- Rodriguez, A. (2017). *Bioremediación de aguas contaminadas con hidrocarburos mediante sistemas bio-absorbentes*. 203.
- Rodríguez, D. (2020). *Ríos en riesgo de Venezuela 3* (Primera).
- Rodríguez, D., Taphorn, D., & Marrero, C. (2017). *Ríos en Riesgo de Venezuela (Volumen 1)*.
- Romero, C. (2021). Venezuela-Guyana: razones de un conflicto. *NUEVA SOCIEDAD*.
<https://nuso.org/articulo/venezuela-guayana-razones-de-un-conflicto/>
- Rosell-Melé, A., Moraleda-Cibrián, N., Cartró-Sabaté, M., Colomer-Ventura, F., Mayor, P., & Orta-Martínez, M. (2018). Oil pollution in soils and sediments from the Northern Peruvian Amazon. *Science of the Total Environment*, 610–611, 1010–1019.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.208>
- Rossini, F. (1960). Hydrocarbons in petroleum. *Journal of Chemical Education*, 37(11).
<https://doi.org/10.1021/ed037p554>
- Rueda-Beaurregard, J. M., Alegría-Hernández, B. A., Vázquez-Vázquez, L. L., Vargas-González, R. E., López-Martínez, S., Fuentes-Domínguez, I., Lobato-García, C. E., & Morales-Bautista, C. M. (2023). Determinación de la gravedad API por los métodos directo e indirecto (picnometría). *Journal of Basic Sciences*, 9(25), 19–26.
<http://revistas.ujat.mx/index.php/jobs>
- Russi, D., & Martínez-Alier, J. (2013). Los pasivos ambientales. *Iconos, Revisa de Ciencias Sociales*, 15, 123–131.
- Sampieri, R., Fernández, C., & Baptista, P. (2014). Metodología de la investigación. In H.

- McGRAW (Ed.), *Jurnal Penelitian Pendidikan Guru Sekolah Dasar* (Secta edic, Vol. 6, Issue August).
- Sanchez-Matos, J., Andrade, E., & Vázquez-Rowe, I. (2023). Revising regionalized water scarcity characterization factors for selected watersheds along the hyper-arid Peruvian coast using the AWARE mehod. *Revista Internacional de Evaluación de Ciclo de Vida*, 28, 1447–1465. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11367-023-02195-5>
- Sánchez, A. (2011). *Manual de redacción académica e investigativa: Cómo escribir, evaluar y publicar artículos*. (Primera ed).
- Sanchez, G. (1996). *Ley de Hidrocarburos*. <https://www.lexivox.org/norms/BO-L-1689.html>
- Santana, C. S., Montalván Olivares, D. M., Silva, V. H. C., Luzardo, F. H. M., Velasco, F. G., & de Jesus, R. M. (2020). Assessment of water resources pollution associated with mining activity in a semi-arid region. *Journal of Environmental Management*, 273(June). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111148>
- Sayed, K., Baloo, L., & Sharma, N. K. (2021). *Bioremediation of Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) by Bioaugmentation and Biostimulation in Water with Floating Oil Spill Containment Booms as Bioreactor Basin*.
- Sierra, C. (2011). *Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico* (L. López (ed.); 1st ed.). Universidad de Medellín.
<https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=2fAYEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA33&q=calidad+de+agua+y+parametros&ots=cd1RNoYLbr&sig=LMIJllarbKQXVcRWaIfBJu3YfhQ#v=onepage&q=calidad de agua y parametros&f=false>
- Silos Rodriguez, J. M. (2008). *Manual de lucha contra la contaminación por hidrocarburos* (Primera). Servicio Publicaciones UCA.
https://books.google.hn/books?id=kU90SzZc_TAC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false
- Silva Simões Rafael, C. E., Oliveira Neto, T., Batista Nogueira, R. J., & Yano, Y. S. (2022). Fronteira Brasil-Bolívia: formação, demarcações, conflitos e linha férrea. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 31(1), 21–37.
<https://doi.org/10.15446/rcdg.v31n1.88005>
- Sutton, T., Coletti, D., Luthman, L., Spoerri, C., & Anderson, C. (2023). *QGIS* (3.32.3-

Lima). Free Software Foundation, Inc.

- Truque, P. A. (2011). *Armonización de los estándares de agua potable en las Americas*.
<https://www.oas.org/dsd/publications/classifications/Armoniz.EstandaresAguaPotable.pdf>
- Ulfe, M., & Vergara, R. (2022). Measuring incommensurability: compensations in judicial processes of oil spills in Northern Peruvian Amazon. *Tapuya: Latin American Science, Technology and Society*, 5(1). <https://doi.org/10.1080/25729861.2022.2144004>
- Vásquez, A., Mejía, A., Faustino, J., Terán, R., Díaz, J., Vásquez, C., Castro, A., Tapia, M., & Alcántara, J. (2016). Manejo y Gestión de cuencas hidrográficas. In *Universidad Nacional Agraria La Molina*. <http://www.fondoeditorialunalm.com/wp-content/uploads/2020/09/CUENCAS-HIDROGRAFICAS.pdf>
- Vega, E., Paredes, F., Valcárcel, M., & Huaytalla, A. (2021). La minería ilegal en la Amzonía Peruana. In *La minería ilegal en la Amazonía peruana versión--* (p. 23).
<https://preveniramazonia.pe/wp-content/uploads/Documento-La-minería-ilegal-en-la-Amazonía-peruana-versión-pdf.pdf>
- Velásquez, J. A. (2017). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 151–168.
<https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/1846>
- Villareal, M. (2011). *Petróleo: Clasificación y caracterización* (p. 22).
<http://repositorio.utn.edu.ec/bitstream/123456789/590/1/CAP1.pdf>
- Volke, T., & Velasco, J. (2002). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*.
- Webb, J., Coomes, O. T., Mergler, D., & Ross, N. A. (2018). Levels of 1-hydroxypyrene in urine of people living in an oil producing region of the Andean Amazon (Ecuador and Peru). In *International Archives of Occupational and Environmental Health* (Vol. 91, Issue 1, pp. 105–115). <https://doi.org/10.1007/s00420-017-1258-3>
- Xu, L., & Liu, G. (2009). The study of a method of regional environmental risk assessment. *Journal of Environmental Management*, 90(11), 3290–3296.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.05.011>
- Yesquen León, S. (2016). *Informe plan de desarrollo de los recursos de hidrocarburos 2017*

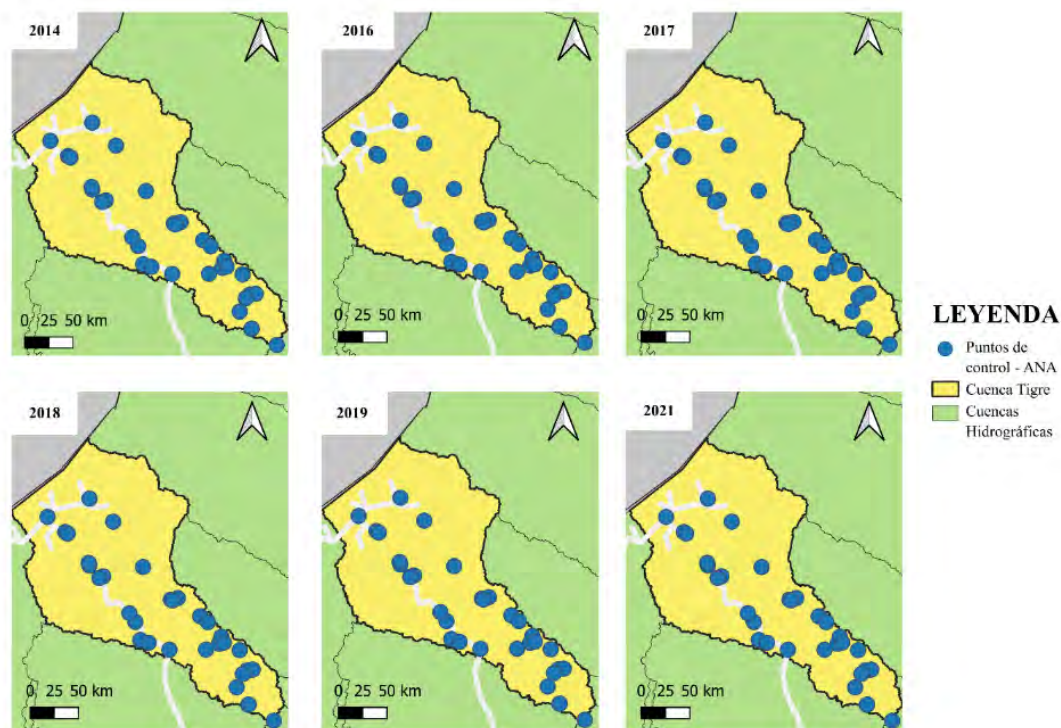
– 2021.

Yusta-García, R., Orta-Martínez, M., Mayor, P., González-Crespo, C., & Rosell-Melé, A. (2017). Water contamination from oil extraction activities in Northern Peruvian Amazonian rivers. *Environmental Pollution*, 225, 370–380. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.063>

Zubero Oleagoitia, M. B., Aurrekoetxea Agirre, J. J., Ibarluzea Maurologoitia, J. M., Arenaza Amezaga, M. J., Basterretxea Irurzun, M., Rodríguez Andrés, C., & Sáenz Domínguez, J. R. (2008). Metales pesados (Pb, Cd, Cr y Hg) en población general adulta próxima a una planta de tratamiento de residuos urbanos de Bizkaia. *Revista Española de Salud Pública*, 82(5), 481–492. <https://doi.org/10.1590/s1135-57272008000500004>

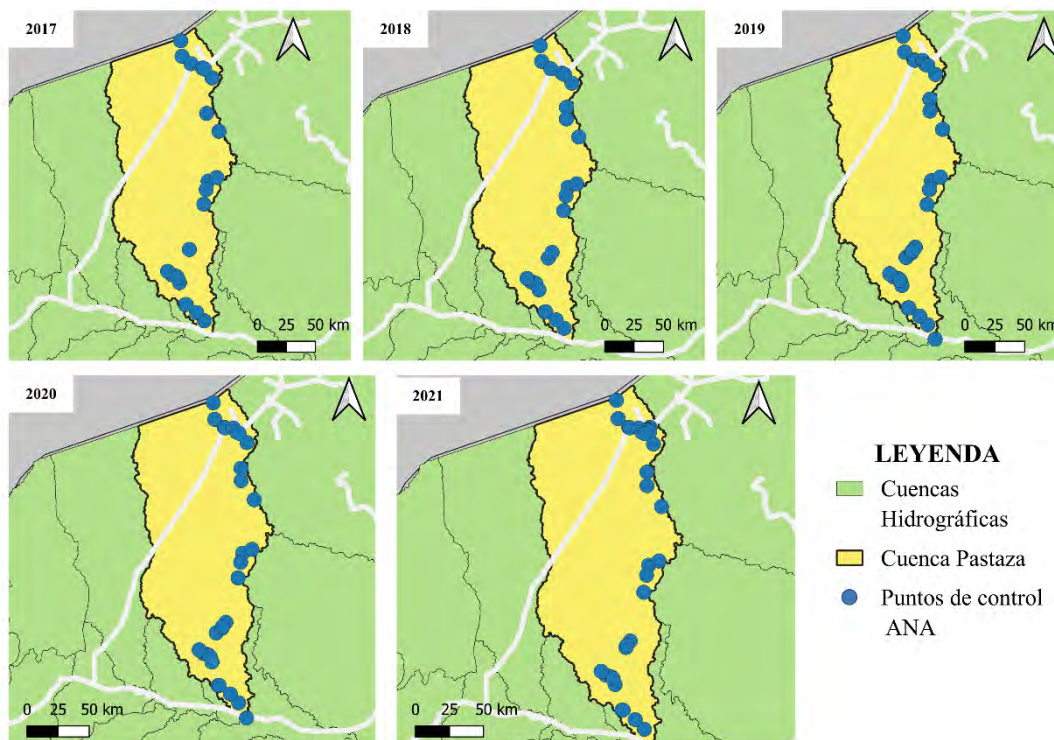


8. ANEXOS



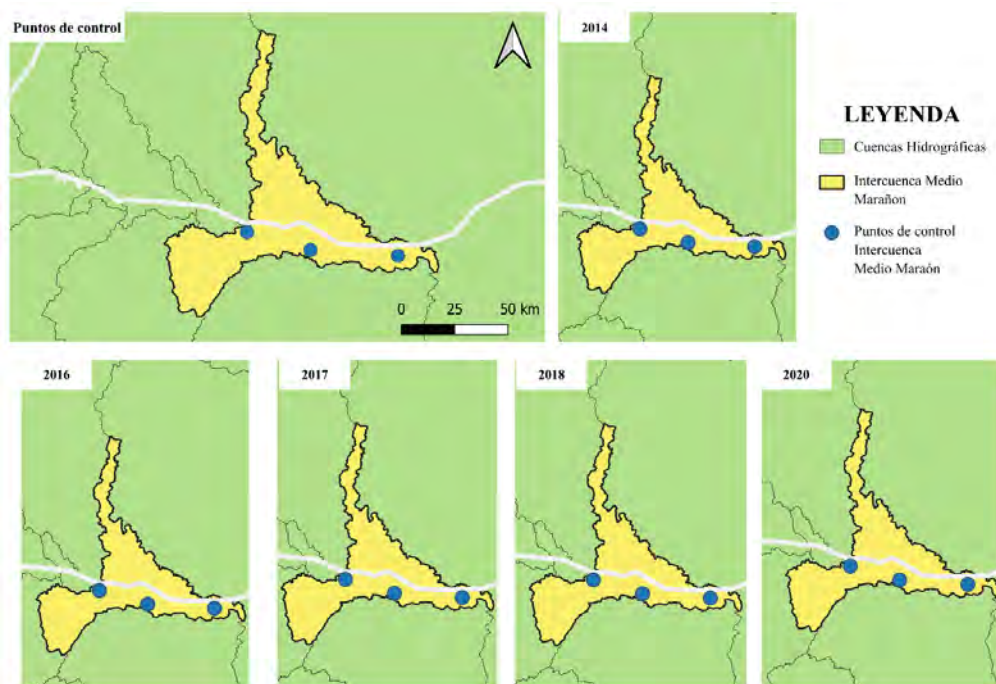
Anexo 1 Puntos de control por años de la cuenca Tigre

Nota: Elaboración propia



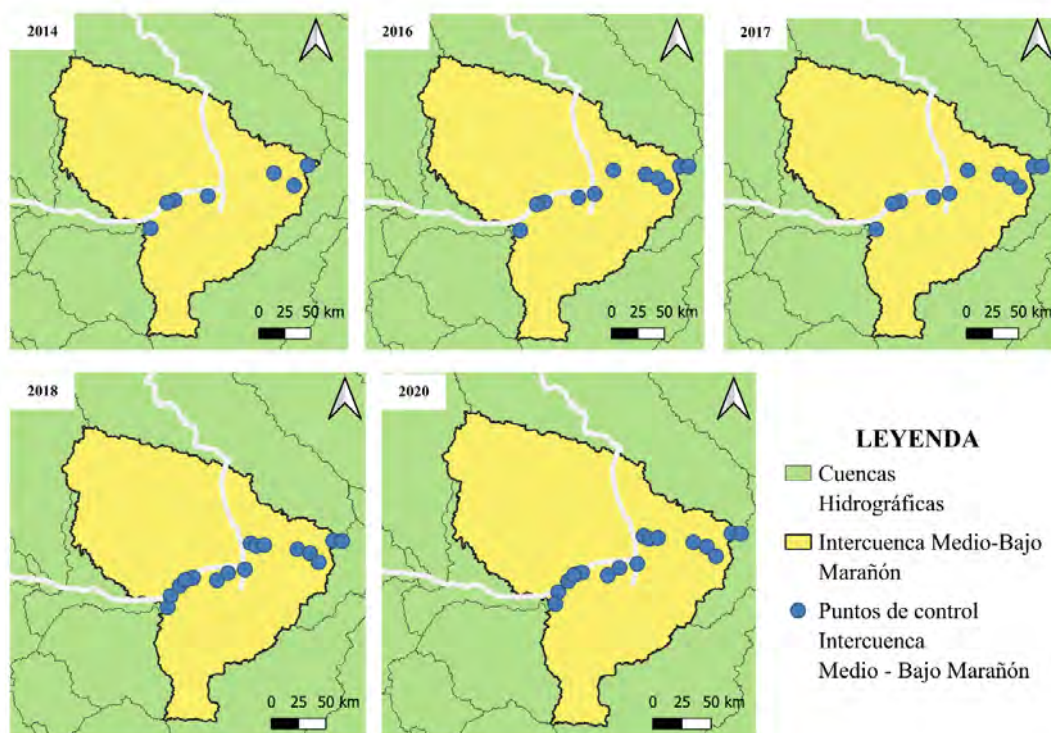
Anexo 2 Puntos de control por años de la cuenca Pastaza

Nota: Elaboración propia



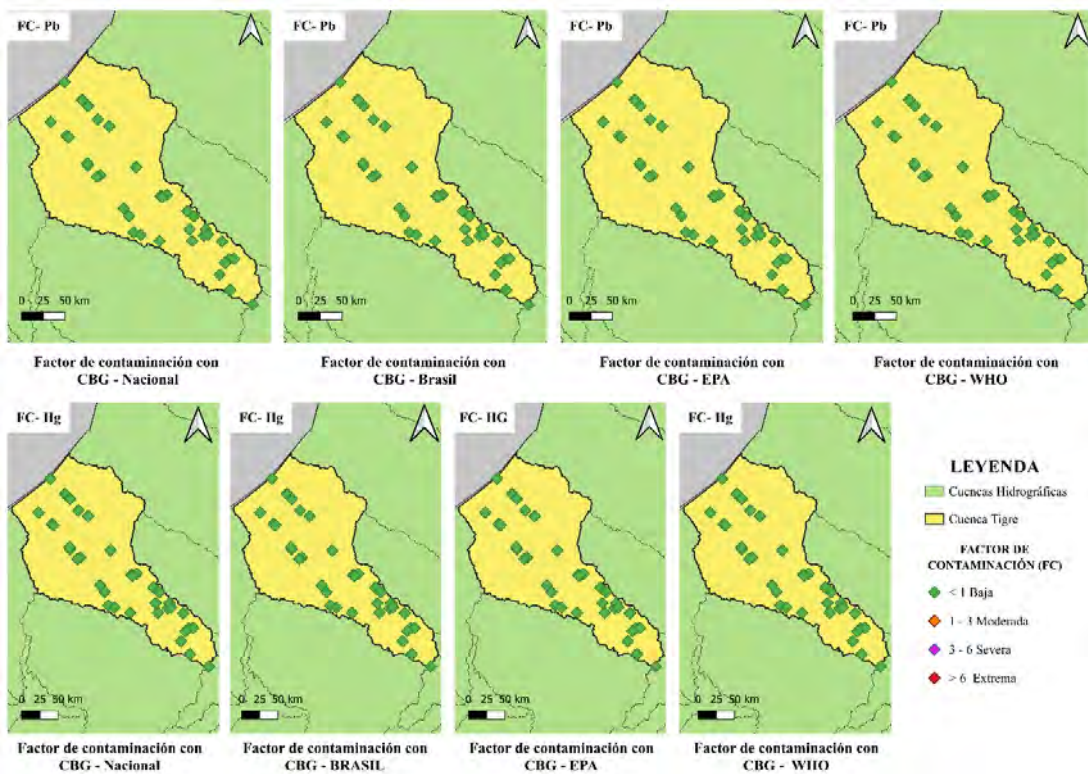
Anexo 3 Puntos de control por años de la Intercuenca Medio Maraón

Nota: Elaboración propia



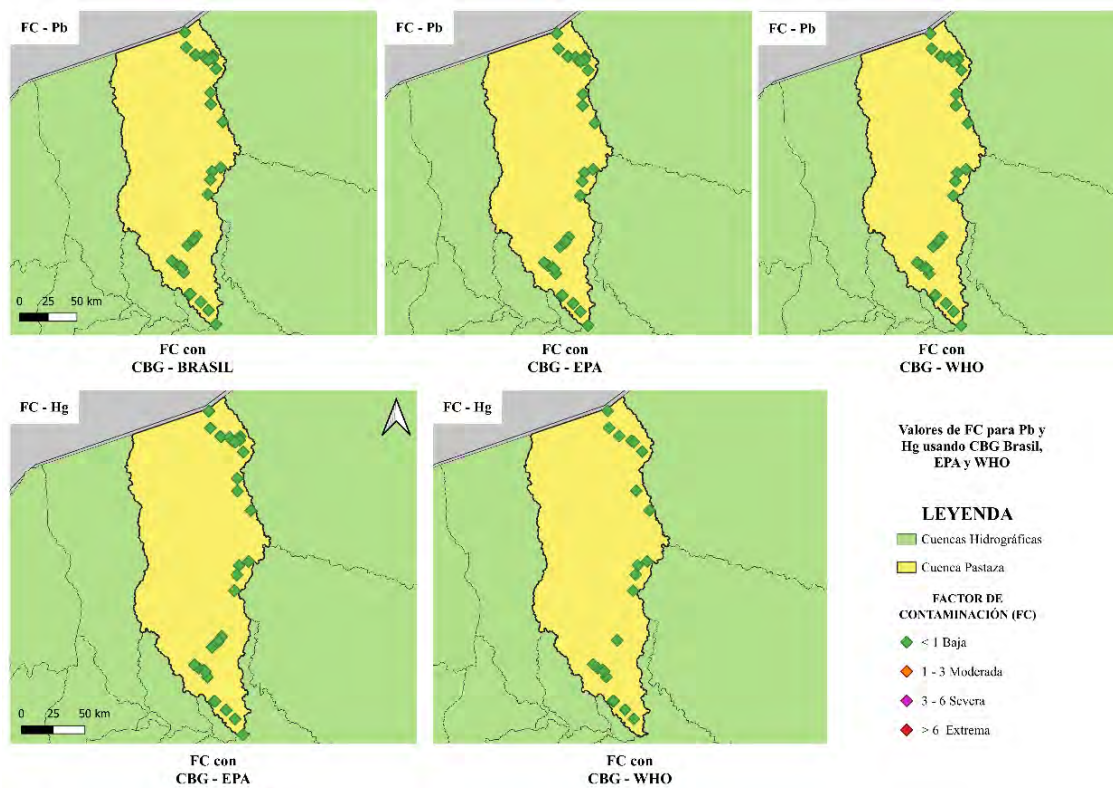
Anexo 4 Puntos de control por años de la Intercuenca Medio-Bajo Maraón

Nota: Elaboración propia



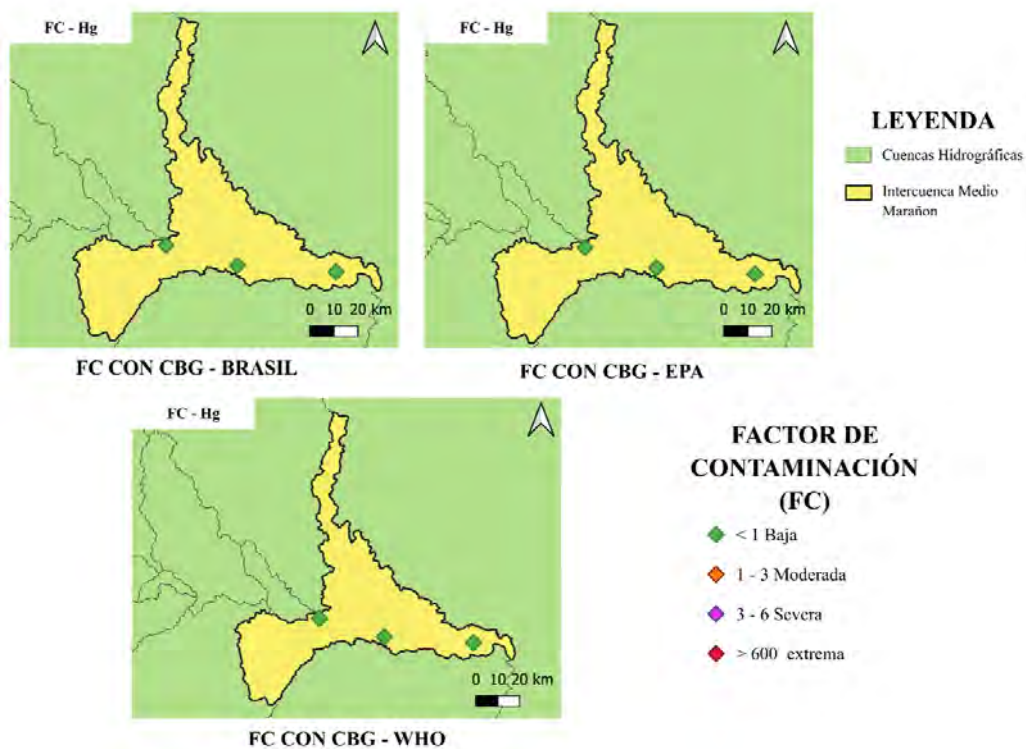
Anexo 5 FC para todos los CBG empleados en Pb y Hg en la cuenca Tigre

Nota: Elaboración propia



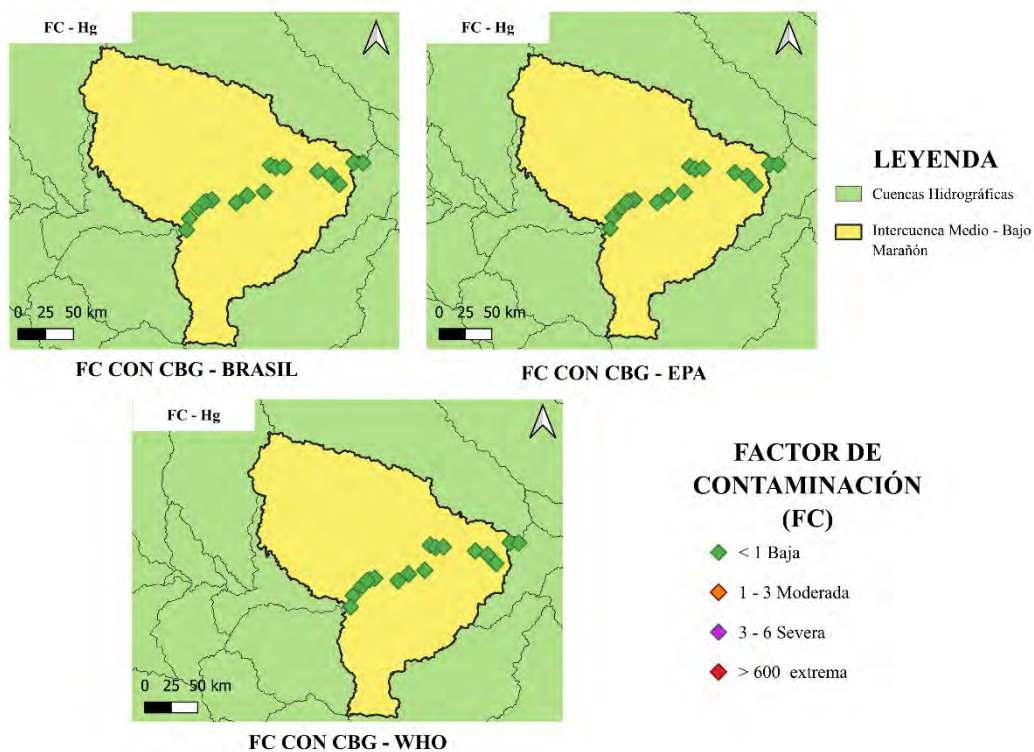
Anexo 6 FC para Pb y Hg usando CBG de Brasil, EPA y WHO en la cuenca Pastaza

Nota: Elaboración propia



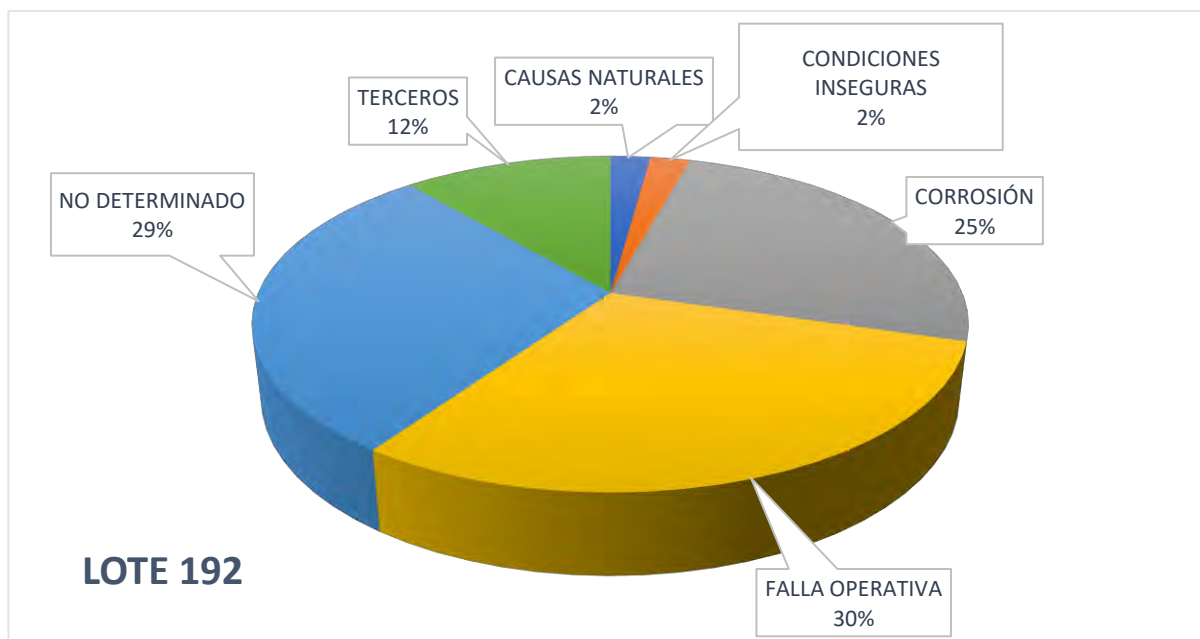
Anexo 7 FC para Hg usando CBG de Brasil, EPA y WHO para la Intercuenca Medio - Marañón

Nota: Elaboración propia



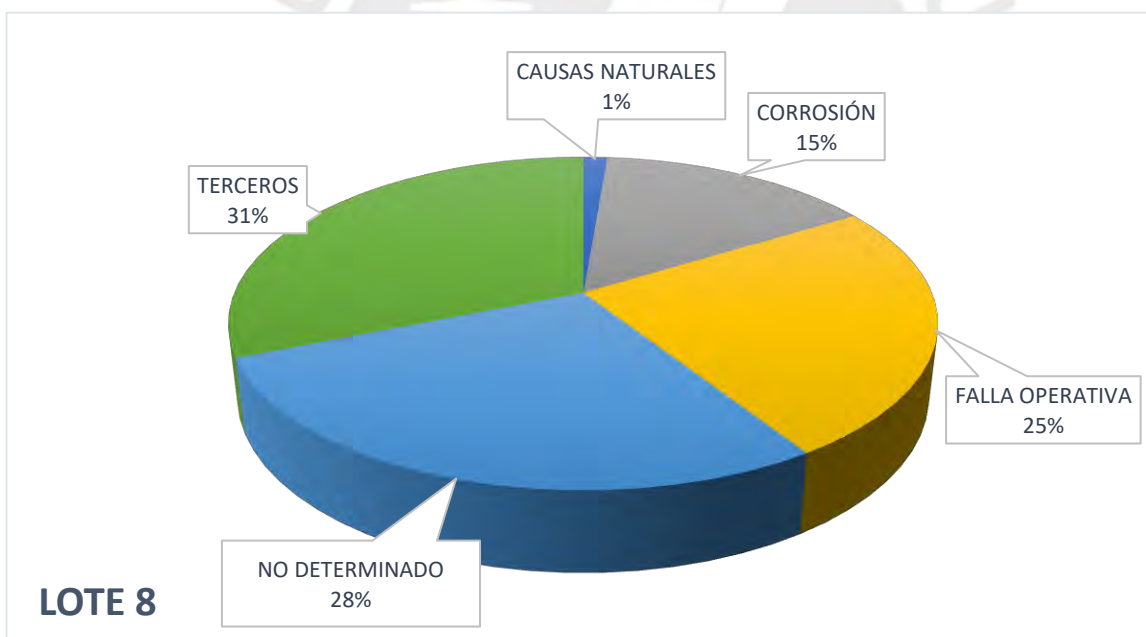
Anexo 8 FC para Hg según para CBG de Brasil, EPA y WHO en la Intercuenca Medio-Bajo Marañón

Nota: Elaboración propia



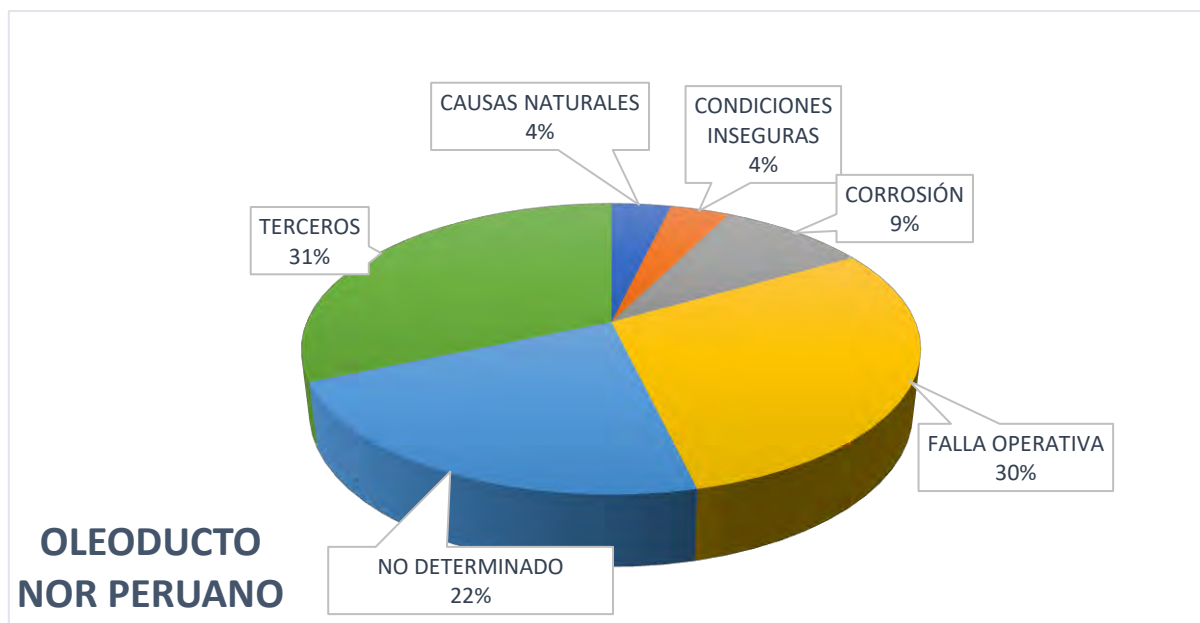
Anexo 9 Causas de los derrames de petróleo asociados al lote 192/Ex1AB

Nota: Elaboración propia



Anexo 10 Causas de los derrames de petróleo asociados al lote 8

Nota: Elaboración propia



Anexo 11 Causas de los derrames de petróleo asociados al Oleoducto Norperuano (ONP)

Nota: Elaboración propia

