



Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Universidad del Perú. Decana de América

Dirección General de Estudios de Posgrado
Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y
Geográfica
Unidad de Posgrado

Determinación del índice numérico integrado de calidad de agua marina costera para las actividades de pesca y maricultura

TESIS

Para optar el Grado Académico de Doctora en Ciencias
Ambientales

AUTOR

Rita Esther OROZCO MOREYRA

ASESOR

Dr. Francisco Alejandro ALCÁNTARA BOZA

Lima, Perú

2024



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Orozco, R. (2024). *Determinación del índice numérico integrado de calidad de agua marina costera para las actividades de pesca y maricultura*. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Rita Esther Orozco Moreyra
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	25639686
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-8948-7374
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Francisco Alejandro Alcántara Boza
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	27074721
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0001-9127-4450
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Carlos Francisco Cabrera Carranza
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	17402784
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	Oscar Rafael Tinoco Gómez
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	08606920
Miembro del jurado 2	
Nombres y apellidos	Rolando Reátegui Lozano
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	06418510
Datos de investigación	

Línea de investigación	C025: Contaminación del Agua Calidad del agua, Indicadores
Grupo de investigación	No aplica.
Agencia de financiamiento	Sin financiamiento.
Ubicación geográfica de la investigación	Edificio: País: Perú Departamento: Callao Provincia: Callao Distrito: Bellavista Urbanización: Sagrada Familia Calle La Rosas cuadra 3 Latitud: -12.062535 Longitud: -77.101292
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2015 -2018
URL de disciplinas OCDE	Ciencias del medio ambiente https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.08 Oceanografía, Hidrología, Recursos hídricos https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.11



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

SUSTENTACIÓN PÚBLICA

En la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Lima, a los dieciocho días del mes de enero del año dos mil veinticuatro, siendo las quince horas, se reúnen los suscritos Miembros del Jurado Examinador de Tesis, nombrado mediante Dictamen N° 000016-2024-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM del 12 de enero del 2024, con la finalidad de evaluar la sustentación oral de la siguiente tesis:

TÍTULO

«**DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE NUMÉRICO INTEGRADO DE CALIDAD DE AGUA MARINA COSTERA PARA LAS ACTIVIDADES DE PESCA Y MARICULTURA**»

Presentado por la Mg. **RITA ESTHER OROZCO MOREYRA**, para optar el **GRADO ACADÉMICO DE DOCTORA** en **CIENCIAS AMBIENTALES**.

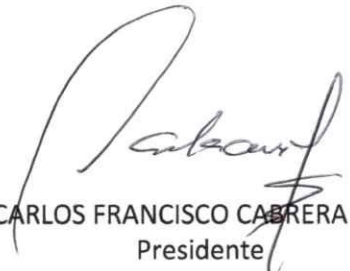
El Secretario del Jurado Examinador de la Tesis, analiza el expediente N° 05823/FIGMMG/2015 de fecha 14 de agosto del 2015, en el marco legal y Estatutario de la Ley Universitaria, acreditando que tiene todos los documentos y que cumplió con las etapas del trámite según el «Reglamento General de Estudios de Posgrado», aprobado con Resolución Rectoral N° 04790-R-18 del 08 de agosto del 2018.

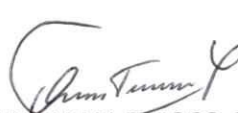
Luego de la Sustentación, se procede con la calificación de la Tesis, de acuerdo al procedimiento respectivo y se registra en el acta correspondiente de conformidad al Art. 72 del precitado Reglamento, correspondiéndole al graduando la siguiente calificación:

..... *Muy bueno (17)*

Habiendo sido aprobada la sustentación de la Tesis, el Presidente recomienda a la Facultad se le otorgue el **GRADO ACADÉMICO DE DOCTORA** en **CIENCIAS AMBIENTALES** a la Mg. **RITA ESTHER OROZCO MOREYRA**.

Siendo las 16:00 horas, se dio por concluido al acto académico.


DR. CARLOS FRANCISCO CABRERA CARRANZA
Presidente


DR. OSCAR RAFAEL TINOCO GÓMEZ
Secretario


DR. ROLANDO REÁTEGUI LOZANO
Miembro


DR. FRANCISCO ALEJANDRO ALCÁNTARA BOZA
Asesor



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
Universidad del Perú. Decana de América
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA, METALÚRGICA Y GEOGRÁFICA
UNIDAD DE POSGRADO

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo Dr. Francisco Alejandro Alcántara Boza en mi condición de asesor acreditado con el Número de Dictamen N° 066/UPG-FIGMMG/2020 de la tesis, cuyo título es «DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE NUMÉRICO INTEGRADO DE CALIDAD DE AGUA MARINA COSTERA PARA LAS ACTIVIDADES DE PESCA Y MARICULTURA» presentado por la Magister Rita Esther Orozco Moreyra para optar el Grado Académico de Doctora en Ciencias Ambientales. CERTIFICO que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de investigación y producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante el software de similitud textual, el documento evaluado cuenta con el porcentaje de 10 % de similitud, nivel **PERMITIDO** para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional**.

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del grado correspondiente.

Firma del Asesor:

DNI: 77074521

Nombres y apellidos del asesor:

Francisco Alejandro Alcántara Boza.

Huella Digital



DEDICATORIA

A Dios, por haberme dado fortaleza y salud para lograr mis objetivos. A mi familia, a mi esposo Leonardo; a mis hijos Emilio, Paola y Rebeca, por su apoyo y amor incondicional. A mis a padres, Maximiliano (†) y Edelmira (†), por haberme infundido los valores y formado como la persona que soy. A mis hermanos Agapito, Faride, Sonia, Ana y Rafael, quienes, con sus palabras de aliento, me han motivado a superarme siempre.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los especialistas Lizbeth Janet Vivas-Aguas, Leonardo Arias y Paola Obando, del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), por haberme apoyado en la culminación de mi tesis doctoral.

A mi asesor, el Dr. Alejandro Alcántara, por haberme dado la oportunidad de recurrir a su conocimiento científico, capacidad y, sobre todo, por haber revisado pacientemente la tesis. A la Dra. Gladys Torres, por sus oportunos consejos en este trabajo. Asimismo, al Dr. Óscar Tinoco, por sus acertadas sugerencias en el desarrollo de esta investigación en mi etapa de estudiante.

Mis más sinceros agradecimientos al Instituto del Mar del Perú, a todos los colegas del Área Funcional de Investigación Marino Costero, al equipo de Monitoreo de la Calidad del Ambiente Marino; Manuel Guzmán, Carlos Martínez, Joel Samanez, Marijuly Kina y, en especial, al señor Juan Santos, quien participó hasta el año 2013 en los monitoreos, por su alegría, colaboración y buena disposición para el trabajo.

A los profesionales y amigos de Oceanografía Química: Georgina Flores, Jesús Ledesma y Miguel Sarmiento.

Para finalizar, agradezco a mis compañeros de la universidad por su amistad y apoyo para seguir adelante y terminar con este trabajo.

.

TABLA DE CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
TABLA DE CUADROS	IX
TABLA DE FIGURAS	X
TABLA DE ABREVIATURAS	XIII
RESUMEN	XV
ABSTRACT.....	XVI
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1. Situación problemática	2
1.2. Formulación del problema	4
1.2.1. Problema general.....	4
1.2.2. Problemas específicos	4
1.3. Justificación teórica	4
1.4. Justificación práctica	5
1.5. Objetivos de la investigación	7
1.5.1. Objetivo general.....	7
1.5.2. Objetivos específicos	7
CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO	8
2.1. Marco filosófico o epistemológico de la investigación.....	8
2.2. Antecedentes de investigación	10
2.3. Bases teóricas	14

2.3.1. Calidad de agua	17
2.3.2. Indicadores de calidad del agua	18
2.3.3. Índices de calidad acuática	18
2.3.4. Fórmula del indicador	20
2.3.5. Variables utilizadas en el desarrollo del ICAM-PE	21
2.4. Marco legal	25
CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA	27
3.1. Área de estudio	28
3.2. Técnicas de recolección de datos	31
3.3. Metodología utilizada para la determinación de los parámetros de calidad acuática	33
3.4. Análisis estadístico de cada variable dentro del índice	35
3.5. Desarrollo de subíndices para el cálculo del índice de calidad acuática marina (ICAM)	36
CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	39
4.1. Revisión bibliográfica de los estudios realizados en la formulación de los índices de calidad de aguas en diferentes países	39
4.2. Determinación del conjunto de las variables indicadoras de las aguas marinas costeras en la bahía de Supe (2008 a 2015)	42
4.2.1. Variabilidad interanual de los parámetros de calidad acuática en la bahía de Supe para los usos de pesca y maricultura	42
4.2.2. Validación estadística de los datos	49
4.2.3 Análisis de componente principal	56
4.3. Elaboración de los subíndices para el cálculo del Índice de Calidad Acuática Marina (ICAM-PE) para usos de pesca y maricultura en la bahía de Supe	58
4.3.1. pH	58
4.3.2. Oxígeno disuelto	59
4.3.3 Nitratos	60

4.3.5. Sólidos suspendidos totales	62
4.3.6. Aceites y grasas	63
4.3.7. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO5)	64
4.3.8. Coliformes termotolerantes	65
4.3.9. Sulfuros	66
4.3.10. Hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos	67
4.4. Aplicación del índice en las aguas costeras de la bahía de Supe para las actividades de pesca y maricultura	69
4.4.1. Determinación de los valores de los subíndices de calidad de agua en las estaciones evaluadas a nivel superficial y de fondo en la bahía de Supe	69
4.4.2. Representación geográfica del ICAM-PE	72
4.5. Hipótesis	75
4.5.1. Hipótesis general	75
4.5.2. Hipótesis específicas	75
4.5.3. Pruebas de hipótesis	76
CAPÍTULO 5: IMPACTOS	79
5.1. Propuesta para la solución del problema	79
5.2. Costos de implementación de la propuesta	79
5.3. Beneficios que aporta la propuesta	80
CONCLUSIONES	81
RECOMENDACIONES	83
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
ANEXOS	95
ANEXO 1. Matriz de consistencia	95
ANEXO 2. Fotografías del área de estudio	97
ANEXO 3. Fotografías de los Trabajos de Campo y Laboratorio	98

Anexo 4. Número de parámetros más utilizados en el Perú y el mundo	101
Anexo 5. Temperatura del Mar en la Bahía de Supe	106
Anexo 6. Cadena de custodia	117
Anexo 7. Clasificación para los subíndices de calidad de cada parámetro de la bahía de Supe	118
Anexo 8. Ecuaciones matemáticas para determinar los subíndices de los parámetros fisicoquímicos y biológicos del ICAM-PE.....	119
Anexo 9. Parámetros de calidad acuática según la normativa nacional (Ministerio del Ambiente, 2015; 2017)	120
Anexo 10. Distribución de la prueba t de Student usada en el estudio	121

TABLA DE CUADROS

Cuadro 1. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras utilizado para la preservación de flora y fauna (ICAMFF)	19
Cuadro 2. Métodos analíticos, variables, límite de detección considerados en el estudio	32
Cuadro 3. Subíndices de pH	59
Cuadro 4. Subíndices de oxígeno disuelto	60
Cuadro 5. Subíndices de nitratos	61
Cuadro 6. Subíndices de fosfatos	62
Cuadro 7. Subíndices de sólidos suspendidos totales	63
Cuadro 8. Subíndices de aceites y grasas	64
Cuadro 9. Subíndices de DBO5	65
Cuadro 10. Subíndices de coliformes termotolerantes (CTT)	66
Cuadro 11. Subíndices de sulfuros	67
Cuadro 12. Subíndices de hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos (HDD)	68
Cuadro 13. Índice de calidad acuática marina (ICAM-PE) a nivel de superficie en la bahía de Supe	70
Cuadro 14. Índice de Calidad Acuática Marina (ICAM-PE) a nivel de fondo en la bahía de Supe	71
Cuadro 15. Prueba de hipótesis	78

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Relación entre los datos, la selección de indicadores y el desarrollo de índices.	16
Figura 2. Selección de parámetros de estudio para la construcción del ICAM-PE.	28
Figura 3. Ubicación de las estaciones de muestreo en la bahía de Supe (2008-2015). ...	30
Figura 4. Número de referencias bibliográficas de índices por décadas de 1970 a 2010.	39
Figura 5. Mayor número de parámetros utilizados según país	40
Figura 6. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de la temperatura del mar en la bahía de Supe (2008-2015).....	106
Figura 7. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de oxígeno disuelto en la bahía de Supe (2008-2015)	107
Figura 8. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo del pH en la bahía de Supe (2008-2015)	108
Figura 9. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de fosfatos en la bahía de Supe (2008-2015)	109
Figura 10. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de silicatos en la bahía de Supe (2008-2015)	110
Figura 11. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de nitratos en la bahía de Supe (2008-2015)	111
Figura 12. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de nitritos en la bahía de Supe (2008-2015)	112

Figura 13. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de sólidos suspendidos totales en la bahía de Supe (2008-2015)	113
Figura 14. Distribución horizontal a nivel de fondo de sulfuros en la bahía de Supe (2008-2015).....	114
Figura 15. Distribución horizontal a nivel superficial de aceites y grasas en la bahía de Supe (2008-2015)	114
Figura 16. Distribución horizontal a nivel superficial de demanda bioquímica de oxígeno en la bahía de Supe (2008-2015).....	115
Figura 17. Distribución horizontal a nivel superficial coliformes termotolerantes en la bahía de Supe (2008-2015)	115
Figura 18. Distribución horizontal a nivel superficial de hidrocarburos de petróleo en la bahía de Supe (2008-2015)	116
Figura 19. Diagrama para el pH en la bahía de Supe (2008-2015)	49
Figura 20. Diagrama de oxígeno disuelto en bahía de Supe (2008-2015).....	50
Figura 21. Diagrama para nitratos en la bahía de Supe (2008-2015).....	51
Figura 22. Diagrama para fosfatos en la bahía de Supe (2008-2015).....	52
Figura 23. Diagrama para los sólidos suspendidos totales en la bahía de Supe (2008-2015)	52
Figura 24. Diagrama para los aceites y grasas en la bahía de Supe (2008-2015).	53
Figura 25. Diagrama para los sulfuros en la bahía de Supe (2008-2015).....	53
Figura 26. Diagrama para los coliformes termotolerantes en la bahía de Supe (2008-2015)	54
Figura 27. Diagrama para los sulfuros en la bahía de Supe (2008-2015).....	55

Figura 28. Diagrama para hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos en la bahía de Supe (2008-2015)	56
Figura 29. Análisis de componente principal de los parámetros fisicoquímicos en la bahía de Supe a nivel superficial	57
Figura 30. Análisis de componente principal de los parámetros fisicoquímicos en la bahía de Supe a nivel de fondo.....	58
Figura 31. Curvas de función de calidad de pH de la bahía de Supe	59
Figura 32. Curvas de función de calidad de oxígeno disuelto de la bahía de Supe.....	60
Figura 33. Curvas de función de calidad de nitratos de la bahía de Supe	61
Figura 34. Curvas de función de calidad de fosfatos de la bahía de Supe	62
Figura 35. Curvas de función de calidad de sólidos suspendidos disueltos en la bahía de Supe	63
Figura 36. Curvas de función de calidad de aceites y grasas en la bahía de Supe	64
Figura 37. Curvas de función de calidad de demanda bioquímica de oxígeno en la bahía de Supe	65
Figura 38. Curvas de función de calidad de los coliformes termotolerantes en la bahía de Supe	66
Figura 39. Curvas de función de calidad de los sulfuros en la bahía de Supe.....	67
Figura 40. Curvas de función de calidad de hidrocarburos disueltos y dispersos de petróleo en la bahía de Supe	68
Figura 41. Distribución horizontal del ICAM en la bahía de Supe a nivel superficial.....	73
Figura 42. Distribución horizontal del ICAM en la bahía de Supe a nivel de fondo.....	73
Figura 43. Comparación del ICAM-PE a nivel superficie y de fondo de la bahía de Supe	77

TABLA DE ABREVIATURAS

A y G	Aceites y grasas
Boxplot	Análisis de cajas
°C	Grados centígrados
CT	Coliformes totales
CTT	Coliformes termotolerantes
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días
ECA	Estándar de calidad de agua
g	Gramo
HDD	Hidrocarburos disueltos y dispersos
H ₂ S	Sulfuro de hidrógeno
ICA	Índice de calidad acuática
ICAM-PE	Índice de Calidad Acuática Marina para el Perú
L	Litro
mg	Miligramo
ml	Mililitro
mm	Milímetro
mn	Milla náutica
NO ₂	Nitrato
NO ₃	Nitrito
OD	Oxígeno disuelto
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
PCA	Análisis multivariado de componentes principales
pH	Potencial de hidrógeno
PO ₄	Fosfatos

T°	Temperatura
µg-at	Microgramo átomo
µM	Micromol
TSM	Temperatura superficial del mar

RESUMEN

La calidad del agua marina costera es importante para el desarrollo de actividades como la pesca, la maricultura, el turismo y la conservación de la biodiversidad. El objetivo de este estudio fue determinar un índice ambiental de calidad del agua marina (ICAM-PE) para conocer el estado de la calidad acuática marina con base en criterios de la normatividad peruana, a fin de obtener una herramienta de gestión ambiental para la planificación y conservación de la zona costera de la bahía Supe, que tiene una alta productividad y soporta una gran concentración de recursos hidrobiológicos. Para la construcción del ICAM-PE se analizaron los datos de los parámetros fisicoquímicos de la calidad acuática de los años 2008 y 2015, en la zona comprendida entre los 10° 50'-10° 38' S y los 77° 54'-77° 42' O, y distribuidos en 15 estaciones de monitoreo. En cada estación se evaluaron 10 parámetros: pH, oxígeno disuelto, DBO₅, nitratos, fosfatos, sólidos suspendidos totales, sulfuros, aceites y grasas, coliformes termotolerantes e hidrocarburos disueltos y dispersos. La mayoría de los parámetros evaluados estuvieron por debajo de los valores límite de los estándares de calidad acuática de la normatividad peruana para agua de mar, excepto por los sólidos suspendidos totales, con un valor máximo de 134,37 mg/L, asociado con la calidad de las aguas del río Pativilca, que descarga al centro de la bahía, y los altos valores de coliformes termotolerantes de $2,4 \times 10^5$ NMP/100 ml, provenientes de descargas puntuales de las plantas pesqueras y aguas residuales ubicadas en el sur de la bahía. Los resultados mostraron que la bahía presenta valores diferenciados del índice a nivel superficial y de fondo con valores promedio de 70.1 y 61, respectivamente, lo que califica la calidad del agua como aceptable y mantiene buenas condiciones con pocas restricciones. En conclusión, el índice obtenido fue estadísticamente significativo y adecuado para el desarrollo de las actividades de pesca y maricultura en los puertos pesqueros.

Palabras clave: calidad del agua, Índice de Calidad Acuática Marina, ecosistemas marinos

ABSTRACT

The quality of coastal marine water is important for the development of activities such as fishing, mariculture, tourism, and biodiversity conservation. The objective of this study was to determine an environmental index of marine water quality (ICAM-PE) to know the state of marine aquatic quality based on criteria of Peruvian regulations; and obtain an environmental management tool for the planning and conservation of the coastal area of Bahía Supe, which has high productivity that supports a large concentration of hydrobiological resources. For the construction of the ICAM-PE, the data of the physicochemical parameters of the aquatic quality of the years 2008 and 2015 were analyzed, in the area between 10° 50'-10° 38' LS and 77° 54' - 77° 42' LW and distributed at 15 monitoring stations. At each station, 10 parameters were evaluated: pH, dissolved oxygen, BOD5, nitrates, phosphates, total suspended solids, sulfides, oils and fats, thermotolerant coliforms, and dissolved and dispersed hydrocarbons. Most of the parameters evaluated were below the limit values of the aquatic quality standards of the Peruvian regulations for seawater, except for total suspended solids with a maximum value of 134.37 mg/L, associated with the quality of the waters of the Pativilca River, which discharges its waters to the center of the bay and the high values of thermotolerant coliforms of 2.4×10^5 NMP/100 ml, coming from punctual discharges of the fishing plants and residual waters located in the south of the Bay. The results showed that the bay presents differentiated values of the index at the surface and bottom levels with average values of 70.1 and 61, respectively, which qualifies the water quality as acceptable and maintains good conditions with few restrictions. In conclusion, the index obtained was statistically significant and adequate for the development of fishing and mariculture activities in fishing ports.

Keywords: water quality, Marine Aquatic Quality Index, marine ecosystems

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

La zona costera del Perú tiene un litoral que se extiende a lo largo de 3080 km, con 52 ríos que desembocan en el mar. Dichos ríos, además de trasladar residuos y vertimientos, por fuentes puntuales y no puntuales, afectan la zona costera por las diversas actividades antropogénicas que deterioran la calidad acuática (Sánchez *et al.*, 2010). Esto se debe a la alta densidad poblacional de la costa, con 17 037 297 habitantes, lo que representa el 58,0% de la población total del país (INEI, 2018).

Por otro lado, existen discrepancias entre los tomadores de decisiones y los especialistas respecto de los temas ambientales, por lo cual es necesario desarrollar indicadores que agrupen los parámetros de calidad acuática y los contaminantes (León-Vizcaíno, 2014). Estos instrumentos son importantes para la toma de decisiones a nivel político y de gestión, debido a que proveen información que permite conocer la realidad ambiental y son útiles para la interpretación cuantitativa de la contaminación.

De acuerdo con la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD, por sus siglas en inglés), los indicadores ambientales son necesarios para satisfacer la necesidad información sobre diversos temas ambientales, porque facilitan los procesos de comunicación con los usuarios, por lo cual deberían considerarse la expresión del “mejor conocimiento disponible”. Los datos obtenidos por el indicador ambiental se deben presentar en un formato que permita su análisis y sea favorable para el uso de estadísticas (Polanco, 2006).

En la presente investigación, se evaluaron los cambios en la calidad acuática producidos a través del tiempo en el área marino-costera de la bahía de Supe. Los datos fueron obtenidos mediante el monitoreo realizado anualmente por el Instituto del Mar del Perú en 15 puntos geográficos establecidos, desde 2008 hasta 2015, y que están influidos por las condiciones oceanográficas locales y la influencia de las actividades antropogénicas. Los parámetros determinados fueron oxígeno disuelto, pH, temperatura

superficial del mar (TSM), nitratos, silicatos, fosfatos, sulfuros, aceites y grasas, DBO₅, coliformes termotolerantes e hidrocarburos totales de petróleo. Todos ellos fueron integrados en la determinación del Índice de Calidad de Acuática Marina para la pesca y maricultura (ICAM-PE), para lo cual se utilizaron técnicas estadísticas multivariadas y herramientas SIG (Vivas-Aguas, 2011).

Este indicador se podrá aplicar a otras áreas costeras que presenten diferentes estados de calidad acuática y grados de contaminación, porque, debido a su funcionalidad, permitirá mostrar las tendencias en el tiempo de una zona costera debido a procesos naturales (como El Niño y La Niña) y a los cambios de uso por actividades antropogénicas (pesca, maricultura, recreación, entre otras). Asimismo, puede servir como referencia para ser contrastado a nivel nacional e internacional.

1.1. Situación problemática

Las características ecológicas especiales del mar peruano, con importantes zonas de afloramiento, han permitido el desarrollo de una gran variedad y abundancia de recursos marinos, lo que le ha permitido al Perú posicionarse mundialmente en el sector pesquero y convertirse en uno de los principales productores mundiales en el sector de pesca y maricultura (CPPS, 2000).

El mar y sus recursos vienen desempeñando un rol importante en el desarrollo de las economías y el suministro de alimentos a las poblaciones asentadas en la franja costera; por lo cual, resulta esencial una adecuada gestión de este recurso. El Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 señala que se deben “Conservar y utilizar en forma sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible”; sin embargo, actualmente, las aguas costeras presentan un serio deterioro por la contaminación y la acidificación, lo que tiene un impacto negativo en la función de los ecosistemas marinos, afecta la biodiversidad y, en consecuencia, la pesquería de pequeña escala.

Por esta razón, el uso de determinaciones físicas y químicas ha sido el método más clásico para evaluar la entrada y dispersión de sustancias vertidas a los cuerpos hídricos, a través de efluentes domésticos e industriales. Para evaluar la calidad acuática, se utilizan índices que expresan numéricamente los cambios en las variables fisicoquímicas (Torres *et al.*, 2009).

Los datos obtenidos en los monitoreos permiten establecer las tendencias de la calidad acuática y cómo esta es afectada por el desarrollo de las actividades antropogénicas. También permiten, con base en sus valores, determinar el estado general de la calidad del agua en función de las clases de calidad de agua establecidas para diferentes usos (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007).

Históricamente, la calidad y la gestión del agua son conceptos que se han tratado en forma separada, por lo que son pocos los estudios que los han integrado (Paredes, 2004; Giannuzzo, 2010), cuando deberían considerarse en una estrategia integral. Los índices son una herramienta práctica para integrar una gran cantidad de información, sintetizándola en una expresión sencilla, un valor numérico que permite evaluar la calidad de las aguas a lo largo del espacio y el tiempo (Torres *et al.*, 2009; Alves *et al.*, 2014). Al mismo tiempo, constituye una opción viable para la interpretación de las variables físicas, químicas y biológicas de un programa de monitoreo. Esto debido a que la combinación de las diferentes variables servirá para desarrollar un valor numérico que permite la evaluación de los efectos de las actividades antrópicas y las medidas de gestión tomadas en los procesos de autodepuración del cuerpo de agua.

Actualmente, en el Perú no se ha diseñado una herramienta de tipo índice de calidad del agua marina costera para las actividades de pesca y maricultura que posibilite llevar a cabo un seguimiento periódico del comportamiento del recurso hídrico y valorar sus cambios en el tiempo. Esto serviría como insumo para los tomadores de decisiones sobre la gestión de los recursos acuáticos en la costa peruana y facilitaría la interpretación de las condiciones naturales de las aguas superficiales marinas, así como del impacto

antropogénico de las actividades humanas, de acuerdo con los valores establecidos en la normativa peruana (Decreto Supremo N.º 002-2008-MINAM, Decreto Supremo N.º 017-2015-MINAM y su actualización, y Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM).

1.2. Formulación del problema

1.2.1. Problema general

¿Cómo se debería determinar un índice indicador ambiental para un mejor manejo ambiental en las áreas costeras del Perú?

1.2.2. Problemas específicos

- ¿Cuáles son los distintos índices que se utilizan en el Perú y el mundo para medir la calidad de las aguas?
- ¿Cómo determinar las relaciones entre las variables fisicoquímicas de la calidad de aguas marinas costeras la zona costera de Perú?
- ¿Cuál será el comportamiento de las variables cuantitativas del índice numérico integrado de calidad para usos de pesca y maricultura, y su variación en el tiempo en la zona costera de Supe?
- ¿De qué manera se pueden caracterizar los indicadores de calidad en las aguas marinas costeras con el fin de desarrollar un Índice de Calidad de Aguas Marinas para su aplicación en actividades de pesca y maricultura, utilizando datos reales para Supe y que sean aplicables a otras áreas costeras

1.3. Justificación teórica

En el Perú no existe una herramienta que posibilite la evaluación de la calidad del agua marina costera para la pesca y la maricultura, que facilite realizar un seguimiento periódico del comportamiento y los cambios del recurso hídrico a lo largo del tiempo, ni que sirva como insumo para los tomadores de decisiones. Hasta ahora, se ha realizado investigación marina y costera mediante estudios de evaluación ambiental, planes de

manejo y trabajos puntuales, pero de forma fragmentada, lo que ha resultado en información no sistematizada ni actualizada. Por lo tanto, es necesario contar con herramientas que permitan resumir e integrar una gran cantidad de datos con un indicador sintético de calidad ambiental que defina mejor el estado ambiental de la zona costera.

Debido a la heterogeneidad del ambiente y las condiciones (del agua, la atmósfera, el suelo y la biodiversidad de ecosistemas marinos) que convergen en las zonas costeras, es difícil tipificar y evaluar la calidad ambiental, establecida por un conjunto de variables físicas, químicas y biológicas que permiten, en términos cuantitativos, definir su condición en función de los usos específicos que se les da.

En la actualidad, se están aplicando índices que agrupan de manera simplificada los parámetros de calidad acuática generados de manera regular. En el laboratorio, estos se resumen en un único valor numérico que muestra y define la calidad acuática. Estos índices, usualmente, son aplicados a las aguas continentales y han servido para comparar cuerpos de agua, ríos, lagos y humedales, entre otros. Asimismo, han sido formulados con el fin de clasificar las aguas de acuerdo con sus diferentes usos, especialmente para el agua potable y con fines de recreación.

En el Perú no existen estudios para formular el índice de calidad de agua marina, pese a contar con una gran cantidad de información generada por los monitoreos de la calidad acuática marina realizados a lo largo de la costa peruana; por tanto, es necesario resumir la información de los valores de los parámetros fisicoquímicos mediante combinaciones estadísticas, a fin de obtener un único valor que describa la calidad de aguas marinas y costeras para los usos de pesca, maricultura, recreación, entre otros.

1.4. Justificación práctica

Los índices de calidad acuática marina no son generales y aplicables para todas las áreas geográficas, porque estas presentan diferentes condiciones ambientales y, por sus características, proveen diferentes servicios: maricultura, pesca, recreación, actividad

portuaria, entre otros. A partir de este análisis, se plantea un índice de calidad del agua marina para el Perú (ICAM-PE), que resume los parámetros fisicoquímicos de la bahía de Supe, tales como oxígeno disuelto, pH, aceites y grasas, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes termotolerantes, sulfuros, fosfatos, nitritos y nitratos. Para ello, se tiene en cuenta que la bahía de Supe, por su configuración geográfica, favorece principalmente las actividades de maricultura y pesquería.

Las aguas marinas de la bahía de Supe están sometidas a contaminación natural y de fuentes antropogénicas, como aguas residuales domésticas, escorrentía agrícola, efluentes de procesos industriales pesqueros, entre otras (Jacinto *et al.*, 2008; Orozco *et al.*, 2013; Verde *et al.*, 2013, Orozco, 2014), por lo que es necesario evaluar y predecir cambios adversos sobre el medio. Con ese propósito, resulta fundamental establecer un índice de calidad que determine el estado de las aguas marinas y costeras.

Esta investigación contribuirá a conocer el estado de la calidad de aguas marinas y costeras de Supe, así como establecer un índice de calidad acuática marina que podrá aplicarse a otras áreas costeras que presenten características propias. Así, constituye una herramienta de gestión para la toma de decisiones que permitirá definir prioridades de gestión en la zona costera e identificar la existencia de áreas que presenten deterioro por fuentes de contaminación, lo que puede limitar el uso del recurso hídrico marino para la pesca, maricultura, recreación y actividades portuarias.

Valor metodológico. Los índices simplifican, a través de modelos matemáticos, los atributos y pesos de múltiples variables, lo que tiene como propósito proporcionar la clasificación de un recurso acuático y constituye una herramienta cuantitativa para gestionar la zona costera de Perú, con fines de pesca, maricultura y conservación.

Relevancia de la investigación. Desde el punto de vista ambiental, ecológico y de sostenibilidad, servirá como antecedente para evaluar las condiciones naturales y el impacto antropogénico sobre la calidad de las aguas marinas costeras, así como para fomentar su conservación.

1.5. Objetivos de la investigación

1.5.1. Objetivo general

Determinar un índice numérico integrado de calidad del agua marina que permita un mejor manejo ambiental en las áreas costeras utilizadas para las actividades de pesca y maricultura.

1.5.2. Objetivos específicos

- Identificar y analizar los diferentes índices utilizados a nivel nacional e internacional para evaluar la calidad del agua, con un enfoque específico en el contexto peruano.
- Determinar las relaciones entre las variables fisicoquímicas de la calidad de aguas marino-costeras en la bahía de Supe
- Elaborar los subíndices para determinar el comportamiento de las variables cuantitativas del Índice numérico integrado de calidad para usos de pesca y maricultura, y su variación en el tiempo en la zona costera de Supe.
- Desarrollar un Índice de Calidad de Aguas Marinas específico para la bahía de Supe, basado en la caracterización detallada de indicadores de calidad del agua marina relevantes para actividades de pesca y maricultura

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO

2.1. Marco filosófico o epistemológico de la investigación

La epistemología es la disciplina que tiene como objeto estudiar la naturaleza y la validez del conocimiento. Está compuesta por las voces griegas *episteme*, que significa 'conocimiento', y *logos*, que significa 'estudio' o 'ciencia'. Esta rama de la filosofía, que estudia los fundamentos y métodos del conocimiento científico, surgió con Platón, quien defendía la teoría de que el conocimiento es el conjunto de todas las informaciones que describen y explican el mundo natural y social que nos rodea (Ramírez, 2009), así como la identificación de las relaciones de interacción e independencia que se dan entre el medio ambiente y el hombre, o la promoción de una relación armónica entre el medio natural y las actividades antropogénicas a través del desarrollo sostenible.

La epistemología del conocimiento científico y la investigación en las ciencias ambientales fueron planteados en los años setenta por los movimientos ambientalistas, coincidentemente con el desarrollo del pensamiento de la complejidad y los métodos de interdisciplinariedad de la investigación (Arnouil-Seguel *et al.*, 2017). La ecología es la primera disciplina que ha intentado organizar el conocimiento y está asociada con los descubrimientos desarrollados por la física, la química, la bioquímica, la oceanografía, entre otras. Asimismo, constituye un campo de conocimiento interdisciplinario que abarca las ciencias físico-biológicas y las ciencias de la tierra (Giannuzzo, 2010).

Por lo tanto, la ecología es el fundamento indispensable de las ciencias ambientales. Muy pocos estudios de impacto ambiental tienen en cuenta la necesidad de profundizar sobre el equilibrio ecológico, condición que no es apreciable de manera evidente. Lo mismo puede decirse con relación al impacto sobre el ciclo del nitrógeno, el oxígeno o el agua.

Fue en la Conferencia de Estocolmo, en 1972, donde por primera vez se manifestó en una cita mundial la preocupación por la problemática ambiental global, gracias al informe

del Club de Roma *Los límites del crecimiento*. La posterior Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro (1992), así como el Protocolo de Kyoto (1997), han establecido la trayectoria histórica de la protección ambiental, la sustentabilidad como ambiental, social, económica y religiosa de los ecosistemas naturales, para reflexionar sobre la problemática ambiental (Hoyos, 1989; Noguera, 2004).

La epistemología ambiental es una política del conocimiento sobre la sostenibilidad de la vida, la preservación de los ambientes naturales y el aseguramiento de la existencia humana, en la que se reconocen las distintas dimensiones e interpretaciones del ambiente, así como su autorregulación (Morín, 2003; Torres, 2016).

Con base en el enfoque científico, el marco epistemológico está relacionado con el conocimiento, que es un conjunto de informaciones y saberes ligados a un contexto particular, compartidos por los miembros de una comunidad y necesarios para la realización de una actividad determinada (<http://vocabularies.unesco.org/>). Se refiere a la concepción de valoración, gestión y conservación ambiental, que considera un muestreo, análisis y calidad de aguas, lo que lleva a una vigilancia ambiental. Existen manuales o guías metodológicas y monitoreos estandarizados que generan datos continuos a largo plazo sobre el funcionamiento de los ecosistemas costeros, que son influidos por la oceanografía local, como las corrientes marinas o afloramientos, y por actividades antropogénicas. Estos enfoques de monitoreo continuo son fundamentales para comprender y gestionar de manera efectiva la salud y la resiliencia de los ecosistemas costeros frente a diferentes presiones ambientales.

Bajo la concepción epistemológica y el ambientalismo, el Índice de Calidad Acuática Marina (ICAM) ayuda a señalar las evidencias del deterioro ambiental en los ambientes marinos costeros, como consecuencia de las actividades humanas. El conocimiento científico de las causas del deterioro genera la necesidad de resolver los problemas asociados, lo que implica acciones individuales e institucionales que dependen de la

correcta difusión de resultados de las investigaciones y la capacitación de los actores involucrados.

En algunos casos, se ha identificado que la causa más importante de no atender estos problemas son las ineficiencias detectadas en la gestión ambiental de los municipios, debido la falta de capacitación de los gestores responsables, por encima de las condiciones económicas y la voluntad política para realizar una correcta gestión (Giannuzzo, 2010). Las imprecisiones son originadas porque no existe una base epistemológica consensuada sobre el tema ambiental.

2.2. Antecedentes de investigación

Los índices de calidad de agua (ICA) fueron desarrollados por primera vez por Brown *et al.* (1970) para evaluar aguas continentales (ríos, lagunas, lagos, humedales, entre otros), atendiendo a la necesidad de implantar un método uniforme con el cual medir la calidad del agua y que permitiera evaluar los cambios en su calidad. Existen estudios sobre aguas dulces, como el realizado por Tyson y House (1989), que se ha utilizado para catalogar la calidad del agua de ríos en el Reino Unido, y que clasifica un sistema desarrollado por North West Water Authority (NWC) de cinco clases para desarrollar una índice calidad de agua (ICA), el cual integra parámetros fisicoquímicos y biológicos. Dentro del mencionado sistema de cinco clases, el agua de aquellos ríos que obtuvieron valores del ICA más cercanos a 100 fueron considerada de buena calidad.

Los métodos convencionales existentes para evaluar la calidad acuática tienen limitaciones. El índice de calidad de agua RPI (River Pollution Index), desarrollado para el río Keya, en Taiwán (Liou *et al.*, 2003), utiliza 13 variables, las cuales se categorizaron considerando tres componentes: orgánicos, partículas y microorganismos. En el ecosistema acuático del lago Dokan, en Kurdistán (Irak), se aplicó el WQI utilizando 10 parámetros fisicoquímicos de calidad acuática (Alobaidy *et al.*, 2010).

Todos los índices mencionados fueron desarrollados y adaptados para las condiciones propias de una región o un país, pero han tenido que ser validados y, a partir de estos estudios, las instituciones gubernamentales de gestión ambiental han realizado modificaciones, con el fin de adaptarlos a las condiciones específicas de diferentes ecosistemas hídricos continentales o marinos. Entre ellos tenemos el Marine Water Condition Index (MWCI), desarrollado por el Washington State Department of Ecology en 2012; el índice de calidad acuática para aguas marinas de uso recreativo (ICAg) (Miravet *et al.*, 2009) y el índice de calidad acuática marina (ICAMPFF) (Vivas *et al.*, 2014), desarrollados para diferentes usos. En la bahía de Lampung (Indonesia) compararon la sensibilidad del sistema de datos de almacenamiento y recuperación de la calidad del agua (STORET) y el Índice de contaminación (PI) basado en el WQI (Barokah *et al.*, 2017).

En los últimos años, los índices de calidad de agua han cobrado importancia en la gestión eficaz del recurso hídrico y la prevención de los impactos negativos sobre su biodiversidad. Uno de los estudios realizado fue el utilizado para la auditoría ambiental del canal de dragado del golfo de Guayaquil, en el cual se compararon el índice de la Fundación Nacional del Agua (NSF) de EE. UU, que usa 9 parámetros, y el de la Comisión Nacional del Agua de México, con 18 parámetros (Aguayo, 2007).

En otros casos, se trabaja con la combinación estadística de parámetros de calidad acuática, según lo propuesto por Abbasi (2002), Samboni *et al.* (2007) y Castro *et al.* (2014). En México se construyó un índice para obtener valores de calidad de agua para diferentes usos como agua potable, agricultura, pesca y vida acuática, industrial y recreativo, en la cuenca hídrica de Lerma y Chapala (León-Vizcaíno, 2014).

En Nueva Zelanda, adaptaron el método DELPHI para precisar los parámetros por emplear en su ICA (Nagels *et al.*, 2001), con el objetivo de que las aguas sean destinadas para recreación. Para ello, evaluaron los datos de 9 parámetros (coliformes fecales, *E. coli*, pH, color, claridad visual, turbidez, sedimentos suspendidos, BOD₅ y nutrientes disueltos).

En Cuba, se elaboró un índice de calidad de agua cualitativo (ICA_g) para evaluar aguas costeras con fines recreativos y se utilizaron 9 parámetros (Miravet *et al.*, 2009). En Brasil, se desarrolló un índice de calidad de agua (ICA) para demostrar los efectos de las actividades agrícolas sobre la calidad de agua de una cuenca hidrológica (Coletti *et al.*, 2010).

En tres lagunas costeras italianas, se ensayó un índice de calidad ecofuncional (EQI) (Fano *et al.*, 2003), basado en datos biológicos provenientes de la información ambiental recogida en los programas de muestreo realizados entre 1998 y 2000. Para desarrollar este índice, se tomó como base los fundamentos de la ecología bentónica y para el funcionamiento del ecosistema de laguna. Entre los atributos se consideraron la productividad primaria (fitoplancton, biomasa de algas y fanerógamas marinas), la estructura y la productividad de la comunidad macrobentónica (abundancia numérica, densidad de la biomasa, número de especies y la diversidad taxonómica). Este índice ecofuncional se formó por la suma de pesos asignados a los 8 atributos descritos y transformados en una escala adimensional de 0 a 100.

La calidad del agua es determinada por las concentraciones de las variables físicas, químicas y biológicas que definen los usos específicos a los que se destina. La contaminación por actividades antropogénicas modifica de manera directa e indirecta la calidad del agua (EPA, 1976).

En el Caribe colombiano, las lluvias tienen un efecto sobre la calidad de ese sistema estuarino, y se puede aplicar la metodología de los índices de calidad acuática porque constituye una importante reserva natural y representa una de las principales fuentes de sustento para la población de 11 municipios que se asientan en sus orillas. La aplicación de índice se adecuó a los rangos establecidos en esta metodología (Barreto y Severiche, 2013).

Una investigación sobre el río Rímac (Lima), realizada por Castillo y Medina (2014), tuvo como objetivo principal “evaluar la variación espacio-temporal de la calidad del agua

superficial con fines de riego, en tres puntos seleccionados de la red de monitoreo en la parte alta del río Rímac, de enero a agosto de 2011, mediante el uso de índices y herramientas estadísticas aplicados a parámetros monitoreados por Digesa y Sedapal, e indicar la existencia de normas que exigen la protección de la calidad de los cuerpos de agua” (p. 15). Se consideraron 24 parámetros fisicoquímicos, biológicos y contaminantes químicos. El resultado indicó que el sector de este cuerpo hídrico evaluado presenta valores de calidad de agua buena a media, utilizando la metodología National Sanitation Foundation (NSF) WQI y la metodología Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) WQI, que clasifican la calidad del agua como aceptable, buena y excelente. Los autores concluyeron que los efluentes mineros y domésticos generan un mayor impacto negativo en época de estiaje sobre la calidad de las aguas superficiales de este cuerpo hídrico.

Alarcón y Ñique (2016) aplicaron la metodología de la NSF para calcular el índice de calidad de agua de la laguna El Milagro, en Tingo María (Huánuco), utilizando ocho parámetros fisicoquímicos: oxígeno disuelto, DBO, turbidez, sólidos suspendidos disueltos, temperatura, fosfatos totales, nitratos y pH. Su investigación arrojó un valor de 62, que indica que es de calidad media, debido a que este cuerpo de agua presentaba un mayor impacto en época de estiaje por las actividades antrópicas desarrolladas alrededor de la laguna.

En la costa peruana, las aguas marinas superficiales presentan diferentes niveles de contaminación, como consecuencia de las actividades que se desarrollan en tierra (Sánchez *et al.*, 1998). A nivel regional, en el Pacífico Sudeste, esta condición se ha mantenido o se ha incrementado por diez años (CPPS, 2014), lo cual excede los estándares de calidad ambiental.

La Ley N.º 28611, Ley General del Ambiente, en su Artículo 31.1, define al Estándar de Calidad Ambiental (ECA) de la siguiente manera:

[...] medida que establece el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente.

En el caso del agua, las normas vigentes (D. S. N.º 015-MINAM y D. S. N.º 004-2017-MINAM) señalan que “los estándares de calidad acuática son aplicables a los cuerpos de agua en su estado natural y son obligatorios en el diseño de normas legales y políticas siendo referente obligatorio en el diseño y aplicación de todos los instrumentos de gestión ambiental” en el borde costero y continental.

Entre los parámetros más importantes considerados en este estudio para el desarrollo de la actividad de pesca y acuicultura en la zona costera peruana están los fisicoquímicos, biológicos y contaminantes químicos como oxígeno disuelto, pH, sólidos suspendidos totales, sulfuros, aceites y grasas, nitratos, nitratos, fosfatos, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes termotolerantes e hidrocarburos de petróleo. La bahía de Supe, por los volúmenes de desembarque de pesca industrial y artesanal, es una de las siete bahías más importantes para el proceso de las actividades pesqueras, debido a su configuración geográfica, el sistema de afloramiento costero y el aporte de nutrientes de los ríos Fortaleza y Pativilca (Baldeón, 2000). Asimismo, por la calidad acuática que presenta, fue seleccionada para evaluar de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad de agua marina (ICAM-PE).

2.3. Bases teóricas

Actualmente, a nivel mundial, más de la mitad de la población vive a menos de 100 km de la costa y de los bienes y servicios que ofrece esta zona. Según el Objetivo 14: Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible, las poblaciones costeras dependen de la biodiversidad marina para su sustento, por lo que se estima que el valor de mercado de los recursos marinos y costeros es aproximadamente del 5% del PIB mundial. El crecimiento de la población y la

urbanización, así como las actividades que se realizan en las cuencas hidrográficas costeras y continentales, han alterado los ambientes costeros y las vías naturales de las aguas costeras, lo que ha causado el deterioro de la calidad de dichas aguas costeras (Organización de Naciones Unidas, 2015).

La calidad de las aguas costeras está expuesta a actividades humanas y a fenómenos naturales como El Niño y La Niña, situación que condiciona el desarrollo de actividades económicas en la zona marino-costera, como la pesca, la acuicultura y el turismo. Entre los principales contaminantes están los plásticos, que provienen de la población que vive asentada en el borde costero y de las actividades de recreación que se realizan en ella, lo que genera acumulación de bolsas, botellas y otros residuos. Otro problema es la eutrofización de las aguas por el uso excesivo de fertilizantes en las zonas aledañas a la costa; esto provoca un exceso de nutrientes que llegan al mar por escorrentía, lo que tiene como consecuencia la reducción de luz y oxígeno, ocasiona hipoxia y anoxia, degradación del hábitat y alteración de la red trófica. También están las aguas residuales domésticas que se vierten por fuentes puntuales y difusas al medio marino. Las problemáticas descritas ocasionan la pérdida de la biodiversidad marina (Howarth, 2002).

Otro problema que presentan los ecosistemas acuáticos marinos es la acidificación originada por el dióxido de carbono liberado por actividades antropogénicas hacia la atmósfera, el cual es absorbido por el océano y ocasiona un descenso del pH que afecta las especies que contienen carbonato de calcio en sus conchas o esqueletos, y también tiene un efecto negativo sobre la biodiversidad marina (Doney, 2006).

Para resolver esta problemática, es necesario disponer de mecanismos de gestión y regulación que, de manera eficiente y objetiva, contribuyan a la protección y el uso sostenible de este recurso en los aspectos relacionados con las concentraciones de contaminantes sustancias y los compuestos ajenos al medio natural.

En el Perú, la zona costera presenta diferentes grados de contaminación; esto por las diversas actividades antropogénicas que se desarrollan en ella, como pesca, turismo, industria o agricultura. Su configuración geográfica de bahías cerradas y semicerradas no permite una adecuada dispersión de la carga contaminante proveniente de tierra (Sánchez, 2010). Los contaminantes son descargados a través de aguas residuales domésticas, industriales y escorrentías, y afectan la calidad acuática marina, que presenta concentraciones que sobrepasan los estándares establecidos en la normativa peruana vigente.

En este contexto, es importante contar con datos e información sobre la calidad acuática para el eficiente aprovechamiento de este recurso, lo que ha conducido a determinar indicadores de calidad. Numerosos estudios se han realizado para desarrollar índices que sirvan como herramienta de gestión a fin de conocer el real estado de los cuerpos de agua. Para ello, es importante entender los conceptos de dato, indicador e índice, y la relación entre ellos (figura 1).

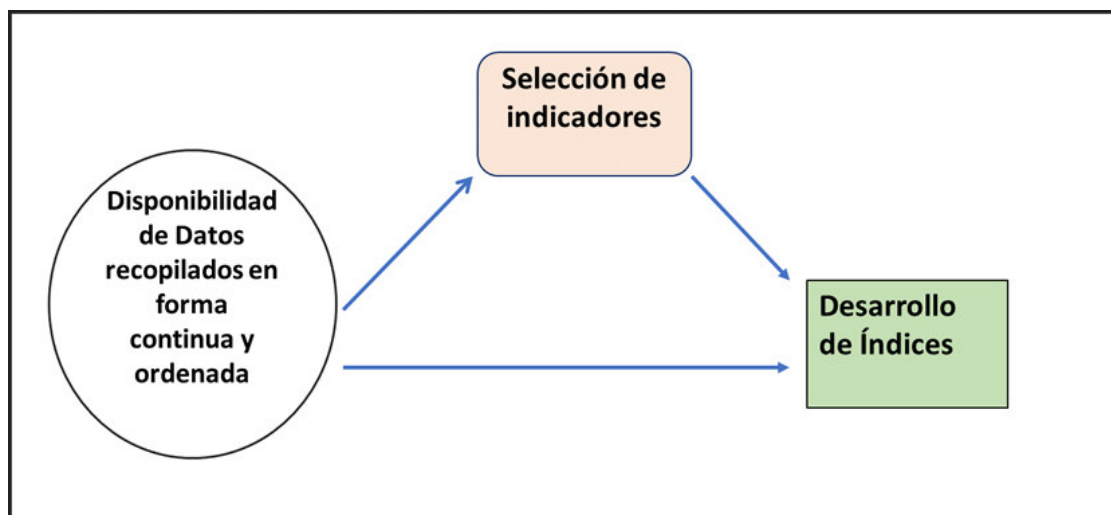


Figura 1. Relación entre los datos, la selección de indicadores y el desarrollo de índices.

Fuente: Adaptado de Segnestam (2002)

Los datos son mediciones de variables cualitativas, observaciones de los valores adoptados por la variable en diferentes tiempos, lugares, poblaciones (en sentido genérico;

por ejemplo, países, grupos sociales, lugares geográficos) o combinaciones de las tres categorías (Gallopín, 2006), y deben ser recopilados en forma ordenada y continua.

Los indicadores ambientales están constituidos por múltiples datos que son convertidos, por una combinación matemática, en un índice que sintetiza una gran cantidad de datos (Escobar, 2008).

2.3.1. Calidad de agua

De acuerdo con el Minam (2012), la calidad del agua es “la condición de equilibrio natural que describe el conjunto de procesos geoquímicos, biológicos y físicos, y sus diversas y complejas interacciones, que tienen lugar a través del tiempo, en un determinado espacio geográfico”.

La calidad del agua se refiere a las condiciones en que se encuentra el agua respecto de características físicas, químicas y biológicas, en su estado natural o después de ser alteradas por la acción humana. A pesar de ello, dependiendo de otros usos que se quiera dar al agua, se puede determinar su calidad.

En este contexto, los criterios de calidad acuática, los estándares y objetivos de calidad del agua variarán según el uso que se le quiera dar, ya sea para consumo humano (agua potable), uso agrícola, industrial, para recreación o para mantener la calidad ambiental.

De otro lado, el concepto de *índice* está asociado al uso del agua y su empleo en actividades destinadas a mantener el ciclo natural de los ecosistemas acuáticos y terrestres relacionados, lo que permite la preservación la flora y fauna, así como la reproducción, supervivencia, crecimiento, extracción y aprovechamiento de especies hidrobiológicas en cualquiera de sus formas. En este sentido, permite el normal desarrollo de actividades como la pesca y la maricultura.

2.3.2. Indicadores de calidad del agua

Según el Minam (2012), el *indicador ambiental* “Es un parámetro, o un valor derivado de parámetros que busca proveer información describiendo de manera sintética una medida aproximada o evidencia del estado del ambiente y su impacto, cuyo significado es mayor que las propiedades directamente asociadas al valor de los parámetros”.

Los indicadores de calidad de agua han sido utilizados mayormente en los países que poseen diversos cuerpos hídricos. Tener información científica sobre los parámetros fisicoquímicos es una estrategia básica en el desarrollo de la ciencia para el manejo de los recursos hídricos (Álvarez *et al.*, 2008). Las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos no son iguales y varían en el espacio y el tiempo. Los indicadores son aplicables para los diferentes ecosistemas acuáticos: ríos, lagos, humedales, marinos.

En cuanto al concepto de *contaminación*, tenemos que es la “Distribución de una sustancia química o una mezcla de sustancias en un lugar no deseable (aire, agua, suelo), donde puede ocasionar efectos adversos al ambiente o sobre la salud” (Minam, 2016).

Y, respecto de *fuentes de contaminación*, que se trata del “Punto o área de contaminación y dispersión de materiales y residuos peligrosos al ambiente, fuente que emite contaminantes al ambiente en un sitio contaminado” (Minam, 2016).

2.3.3. Índices de calidad acuática

El índice de calidad del agua “es un número adimensional que atribuye un valor cualitativo a un conjunto de parámetros medidos, agregados matemáticamente”. (García Quevedo, 2012). En esta definición se señala que el índice de calidad acuática puede integrar las mediciones de los parámetros fisicoquímicos y biológicos de calidad acuática en un único valor, de manera simple y confiable, para determinar la variabilidad en el tiempo y la tendencia de la calidad de un cuerpo hídrico (García Quevedo, 2012). De esta manera, se constituye en una herramienta objetiva y reproducible; además, puede ser representado por un número, rango, símbolo o color (Torres *et al.*, 2009; Espinosa y Márquez, 2014).

Por otra parte, el Índice de Calidad de Aguas Marinas (ICAM) se ha desarrollado con base en los parámetros fisicoquímicos y biológicos; esto lo convierte en un instrumento de referencia para evaluar la calidad de las aguas marinas y costeras. Parte de datos disponibles o sistemas de información geográfica de este recurso hídrico marino y costero (Barreto y Severiche, 2013).

En el caso de la zona marina costera, no existe una herramienta que integre los parámetros de calidad acuática marina ni que, de manera práctica, apoye la gestión de esta zona con un enfoque de sostenibilidad. Asimismo, existen otros indicadores como el desarrollado para las aguas marinas y estuarinas para la preservación de flora y fauna (ICAMP_{FF}), basado en la información disponible de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (Vivas- Aguas *et al.*, 2014).

La formulación del Índice de Calidad de Aguas marinas y costeras, para la preservación de flora y fauna, se basa en una escala de colores definidas por 5 categorías comprendidas entre 0 y 100 (cuadro 1), en el cual se puede resumir la información de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y contaminantes orgánicos. Esta información es integrada en una ecuación de promedio geométrico ponderado (Vivas-Aguas *et al.*, 2014).

Cuadro 1. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras utilizado para la preservación de flora y fauna (ICAMFF)

Escala de calidad	Color	Categorías	Descripción
Óptima	Azul	100-90	Calidad excelente del agua
Adecuada	Verde	90-70	Agua que presenta buena calidad para la vida acuática
Aceptable	Amarillo	70-50	Agua que conserva condiciones y presenta pocas restricciones de uso
Inadecuada	Naranja	50-25	Agua que presenta restricciones de uso

Pésima	Rojo	25-0	Agua con muchas restricciones que no permiten un uso adecuado
--------	------	------	---

Fuente. Vivas-Aguas (2011).

El ICAM_{FF} es un índice que señala las condiciones de calidad de agua de una región, con el cual se puede determinar el grado de contaminación del recurso hídrico. Es útil y de fácil manejo, y se puede utilizar de manera inmediata para aplicar medidas de gestión que mejoren la calidad de las zonas marinas y costeras que se encuentran afectadas (Vivas-Aguas *et al.*, 2014).

2.3.4. Fórmula del indicador

El indicador calidad para preservación de flora y fauna es adimensional y carece de unidades, por lo que se expresa de la siguiente manera:

Ecuación 1

$$ICAM = \left(\prod_{i=1}^n X_i^{W_i} \right)^{\frac{1}{\sum_i W_i}}$$

ICAM = índice en función del destino y estima la calidad con base en el tipo y uso del recurso

$$ICAM = [(XOD)^{0.16} \times (XpH)^{0.12} \times (XSST)^{0.13} \times (XDBO)^{0.13} \times (XCTE)^{0.14} \times (XHAT)^{0.12} \times (XNO3)^{0.09} \times (XPO4)^{0.13}]^{1/W_i}$$

X_i = subíndice de calidad de variable i .

W_i = factor de ponderación de cada subíndice i , dentro del índice, y es ponderado entre 0 y 1

Para la determinación del ICAM-PE, se ha seleccionado la fórmula ICAMP_{FF} (Vivas-Aguas *et al.*, 2014) y la utilizada en estudios previos —ICA-NSF (Brown *et al.*, 1970); ICA (Dinius, 1987)— de promedio geométrico ponderado, porque se puede demostrar una mayor sensibilidad a los cambios generados por los parámetros de calidad observados en los cuerpos de agua (Calvo-Brenes, 2013). En el caso del estudio de la bahía de Supe, se utilizaron 10 parámetros (se adicionaron los aceites y grasas, y los sulfuros).

2.3.5. Variables utilizadas en el desarrollo del ICAM-PE

Oxígeno disuelto. El nivel de oxígeno disuelto es un indicador que puede definir el grado de contaminación que presenta el agua. Por lo general, una alta concentración de oxígeno indica una mejor calidad del agua, lo cual es beneficioso para la vida animal y vegetal. Los vegetales verdes desempeñan un papel importante en el mantenimiento de este nivel, ya que durante la fotosíntesis, capturan el carbono y liberan oxígeno al medio ambiente acuático. En un cuerpo hídrico, el oxígeno disuelto es menor a nivel de fondo.

En el Perú, debido al sistema de afloramiento costero, las concentraciones de oxígeno son elevadas en las capas superficiales, mientras que en nivel intermedio y el fondo son bajas o pueden ser iguales a cero (Graco *et al.*, 2007). Otra peculiaridad es que los valores de oxígeno disuelto aumentan a medida que se alejan de la costa, con valores mínimos de 2 ml/L. La temperatura tiene un efecto sobre la solubilidad del oxígeno y la elevada materia orgánica, cuyo proceso de descomposición disminuye el oxígeno disuelto, lo cual impacta negativamente en algunos organismos acuáticos.

pH. El potencial hidronio (pH), una medida de la acidez o basicidad del agua, varía en un rango de 0 a 14, con un valor neutro de 7. Un pH menor a 7 indica que es una base. El pH en el agua de mar es un indicador muy importante en el agua, porque está relacionado con los procesos termodinámicos que ocurren en esa masa de agua (Dickson, 1993).

El pH en el ecosistema marino presenta una variabilidad estacional y espacial. Según Ampuero (2008), los sistemas de afloramiento presentan fluctuaciones que varían en la columna de agua, cuyos valores disminuyen hacia el fondo.

El valor del pH también puede influir en la capacidad de autodepuración de un recurso hídrico por contaminación debido a materia orgánica (DBO, DQO), así como por metales pesados. Asimismo, es determinante para los procesos biológicos que se dan en una masa de agua. Los valores óptimos establecidos en la normativa peruana para las aguas marinas varían de 6.5 a 8.5 (DS-2015-MINAM-PE).

Nutrientes. Los nutrientes son compuestos indispensables en un cuerpo de agua y sus concentraciones están influidas por procesos naturales o antropogénicos. Los principales son los iones nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos.

Los nitritos (NO_2^-) en el ambiente se convierten en nitratos (NO_3^-), los cuales son esenciales para el crecimiento de las plantas y, usualmente, se utilizan como fertilizantes en grandes cantidades. Estos compuestos forman parte del ciclo del nitrógeno y, debido a su solubilidad, pueden alcanzar concentraciones elevadas en cuerpos de agua y afectar su calidad. Usualmente, en la mayor parte del océano las concentraciones de nitritos son bajas, pero frente al Perú, a nivel subsuperficial, se observan concentraciones altas y son variables por los eventos de El Niño con respecto a periodos normales (Graco, 2007).

El nitrato es esencial para la vida y queda disponible para ser absorbido en el agua y otros ecosistemas. En algunos cuerpos hídricos, los nitratos pueden influenciar, junto a otros, en la proliferación de algas, lo que ocasiona problemas de eutrofización (Paredes, 2004).

Los iones fosfatos (PO_4) se forman a partir del fósforo inorgánico y contribuyen directamente al ciclo de este elemento en el ambiente. Además, pueden existir como partículas en los cuerpos de organismos acuáticos. Los fosfatos como ion nutriente favorecen el crecimiento de algas, pero su excesiva concentración puede afectar la cantidad de oxígeno presente en el agua (Bolaños-Alfaro *et al.*, 2017). En el ecosistema marino costero peruano, a nivel superficial los valores promedio de fosfatos varían de 0,2 a $4,0 \mu\text{MPO}_4^{2-}$ (Zuta y Guillén, 1970).

Los silicatos (SiO_2^+) se originan por la unión de silicio y oxígeno, y son los minerales más abundantes se encuentran en las concentraciones necesarias para ser incorporados por los organismos. En los ambientes marinos (Chávez *et al.*, 2007), los silicatos son importantes para el crecimiento, distribución y variabilidad de las comunidades fitoplanctónicas en las capas superficiales y a nivel de fondo de las esponjas. La distribución de sílice disuelto en las aguas superficiales marinas es limitada por la actividad

biológica, porque a medida que se produce el crecimiento del fitoplancton, se incrementa el consumo de los nutrientes (Calienes, 2014). Entre los factores físicos, los cambios de la temperatura en la columna de agua de mar también influyen sobre la distribución de las concentraciones de nitrógeno y silicatos.

Sólidos totales y disueltos. Los *sólidos disueltos* se refieren a las materias minerales, sales, metales, cationes o aniones disueltos en el agua. En general, según la EPA (2006), la concentración total de sólidos disueltos es la suma de los cationes (con carga positiva) y aniones (cargados negativamente) en el agua. Se denomina *partes por millón* (ppm) a la relación peso-peso de cualquier ion en el agua.

Los *sólidos suspendidos totales* (SST), por definición, son la porción de sólidos de una muestra de agua natural o residual retenidos por un filtro de vidrio, y que son secados a 103-105 °C hasta obtener un peso constante (APHA, 2005).

Demanda bioquímica de oxígeno. Es la cantidad de oxígeno consumida durante un tiempo determinado, a una temperatura dada, para descomponer por oxidación la materia orgánica presente en el agua.

La demanda bioquímica de oxígeno es una medida de la cantidad de oxígeno consumida en la degradación bioquímica que requieren las bacterias y protozoarios para degradar la materia orgánica en el agua en condiciones aerobias, y representa una medida indirecta de la concentración de materia orgánica e inorgánica degradable y se expresa en mg/L (Tiburcio, 2019).

Los valores aceptables para la vida acuática, establecidos en los estándares nacionales para la Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino-costeras y continentales, la concentración de DBO establecido es de 10 mg/L (DS-0042017-MINAM).

Coliformes totales y termotolerantes. Los coliformes totales incluyen una amplia variedad de bacilos aerobios y anaerobios facultativos, gramnegativos y no esporulantes capaces de proliferar en presencia de concentraciones relativamente altas de sales biliares,

fermentando la lactosa y produciendo ácido o aldehído en 24 horas a 35-37 °C. Los coliformes termotolerantes o fecales son un subgrupo del grupo de los coliformes totales que pueden fermentar la lactosa a temperaturas más altas. Se trata de bacilos gramnegativos, no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de ácido y gas a $44,5 \pm 0,2$ °C dentro de las 24 ± 2 horas (APHA, 2005).

Los coliformes son considerados indicadores de contaminación en el control de calidad del agua destinada al consumo humano debido a que su origen es fecal (Larrea-Murrell *et al.*, 2013). Los bajos valores de coliformes en agua de mar no afectan la calidad del agua (Gianoli *et al.*, 2019) para la extracción de recursos hidrobiológicos, según la Categoría C2 del decreto supremo N.º 004-2017-MINAM.

Sulfuros. En los cuerpos hídricos, el azufre se encuentra en forma de sulfatos. Estos compuestos presentan concentraciones que no sufren grandes variaciones, pero pueden mostrar elevados valores en las aguas próximas a la zona litoral, por la influencia de la descarga de los ríos y de las lluvias, que son aguas con más sulfatos que las marinas.

Por procesos químicos en las aguas marinas, estos se reducen y se precipitan al fondo como sulfuro. Cuando se halla disuelto en agua, se le llama ácido sulfhídrico o sulfuro de hidrógeno (H₂S), se forma por la acción de los microorganismos y tiene un olor a huevos podridos (Mariz, 2011). En la normativa para aguas marinas costeras se establece un valor límite de 0,05 mg/L (D. S. N.º 004-2017-MINAM).

Los aceites y grasas. Los aceites y grasas son definidos como cualquier compuesto orgánico recuperado como sustancia soluble en el solvente, que incluye otro material extraído por el solvente de la muestra acidificada (como un compuesto de azufre, ciertos tintes orgánicos y clorofila) y no volatilizado durante la prueba. Los aceites y grasas tienen baja densidad y tienden a separarse en fase acuosa ocupando la superficie del líquido y formando natas (APHA, 2005). La determinación cuantitativa de aceites y grasas se realiza mediante el método de partición gravimétrica.

En el método gravimétrico se pueden utilizar diferentes sustancias solventes. Comprende cualquier material recuperado como una sustancia soluble en el solvente (n-hexano). Esto incluye otros materiales extraídos por el solvente de la muestra acidificada, tales como compuestos azufrados, algunos colorantes orgánicos y clorofila, no volatilizados durante el ensayo.

La presencia de aceites y grasas en las aguas costeras superficiales puede tener un efecto negativo sobre el paisaje, la vida acuática e, incluso, sobre la salud humana. Usualmente, los aceites y las grasas provienen de diversas fuentes, como el transporte marítimo y el mal manejo de los derivados de petróleo (Rodríguez-Heredia y Santana-Gómez, 2017).

Hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos. Durante la producción de gas condensado y petróleo, se genera agua en cantidades significativas, la cual normalmente se vierte al mar. Para minimizar su posible impacto negativo en el medio ambiente, se han definido límites máximos de concentración para los componentes que pueden estar presentes en el agua eliminada. Los hidrocarburos disueltos, generalmente, tienen concentraciones de hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos menores a 700 ppm, los hidrocarburos policíclicos-aromáticos (PAH) en niveles de ppb (Meijer, 2003).

2.4. Marco legal

La Constitución Política del Perú señala, en su artículo 2, que “Toda persona tiene derecho: a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida” (inciso 22). Por su parte, el artículo 67 indica que “el Estado es responsable de promover el uso sostenible de sus recursos naturales” (Constitución Política del Perú, 1993).

La Ley de Recursos Hídricos (Ley N.º 29338), en su artículo 1, señala que esta “regula el uso y gestión de los recursos hídricos, lo que comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a esta. Se extiende al agua marítima y atmosférica en lo que resulte aplicable” (ANA, 2019).

Con el Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM se aprobaron las disposiciones para la implementación de los estándares nacionales de calidad ambiental (ECA) para el agua, con las siguientes categorías para el agua de mar:

Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales

a) Subcategoría C1: Extracción y cultivo de moluscos, equinodermos y tunicados en aguas marino costeras. Es aplicable a aquellas aguas cuyo uso está destinado a la extracción o cultivo de moluscos (Ej.: ostras, almejas, choros, navajas, machas, conchas de abanico, palabritas, mejillones, caracol, lapa, entre otros), equinodermos (Ej.: erizos y estrella de mar) y tunicados.

b) Subcategoría C2: Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas marino costeras. Entiéndase como aquellas aguas destinadas a la extracción o cultivo de otras especies hidrobiológicas para el consumo humano directo e indirecto. Esta subcategoría comprende a los peces y las algas comestibles.

c) Subcategoría C3: Actividades marino portuarias, industriales o de saneamiento en aguas marino costeras. Entiéndase como aquellas aguas aledañas a las infraestructuras marino portuarias, actividades industriales o servicios de saneamiento como los emisarios submarinos.

Los estándares nacionales de calidad ambiental para agua (ECA), aprobados mediante el Decreto Supremo N.º 002-2008-MINAM, fueron modificados con el D. S. N.º 015-2015-MINAM y actualizados en 2017, cuando se establecieron modificaciones complementarias con el D. S. N.º 004-2017-MINAM. Este es el marco normativo que establece los valores de los parámetros fisicoquímicos por categorías y subcategorías, tanto para aguas marinas como para aguas continentales por tipo de uso. En general, se mantienen los parámetros de calidad de agua, que fueron aprobados por los referidos decretos supremos (anexo 8).

CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA

Para la construcción del índice de calidad acuática marina para el Perú (ICAM-PE), en el caso de los usos de pesca y maricultura en la bahía de Supe, se tiene que seguir el siguiente procedimiento (figura 2):

- a) Revisión bibliográfica. Se revisaron los diferentes índices de calidad de agua aplicados en diferentes países, considerando las variables indicadoras fisicoquímicas, objetivos y análisis matemáticos.
- b) Selección del conjunto de variables indicadores. Las variables fueron medibles, cuantificables y relacionadas considerando sus propiedades y características en el agua de mar, para lo cual se tomaron en cuenta los estándares de calidad acuática nacional e internacional. Se utilizaron protocolos y métodos estandarizados para las mediciones y los métodos descritos en APHA (2005, 2012); ISO (1989) (El Peruano, 2002).
- c) Uso de bases de datos. Para la validación de este índice se utilizaron los datos provenientes del Programa Calidad Ambiental del Instituto del Mar del Perú. Para establecer si los parámetros determinados, como oxígeno disuelto, pH, temperatura superficial del mar (TSM), nitratos, silicatos, fosfatos, sulfuros, aceites y grasas, DBO₅, coliformes fecales o termotolerantes, e hidrocarburos totales de petróleo, tenían alguna relación se emplearon análisis multivariados (Escobar, 2008; Valdés-Basto, 2011).
- d) Desarrollo de subíndices para el cálculo del índice de calidad acuática marina (ICAM-PE). Se seleccionó la fórmula de agregación y ponderación de las variables en función de su importancia.

El tipo de investigación es de tipo descriptivo y longitudinal, debido a los análisis realizados con orden numérico cuantitativos y exploratorios, porque busca identificar los cambios que se producen en muestras colectadas en 15 estaciones geográficas a través del tiempo, influenciadas por las condiciones oceanográficas locales.

La investigación desarrollada es longitudinal porque recoge datos con frecuencia anual. Describe los fenómenos marinos y costeros con una temporalidad que pueden ser dominantes, porque busca detectar el cambio de la zona costera considerando las características del agua marina en el área de estudio.

En la metodología aplicada se tomaron en cuenta los estándares de calidad acuática nacionales e internacionales y, para lograr la normalización de los datos seleccionados, se utilizaron protocolos estandarizados para las mediciones.

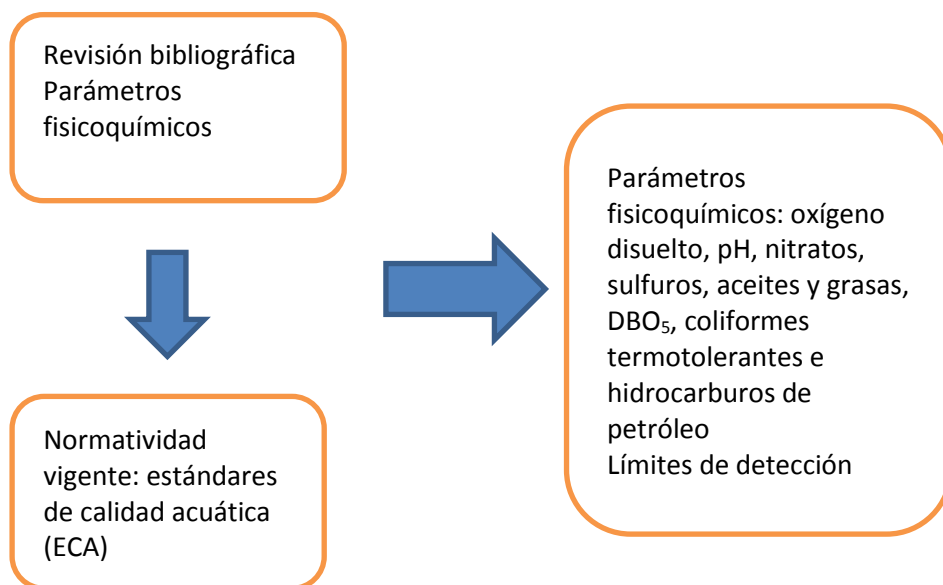


Figura 2. Selección de parámetros de estudio para la construcción del ICAM-PE.

3.1. Área de estudio

El área de estudio se caracteriza por presentar condiciones oceanográficas que tienen influencia de las aguas costeras frías de la corriente de Humboldt, lo cual proporciona buenas condiciones para el desarrollo de la pesca artesanal, debido a la distribución de recursos hidrobiológicos. Tiene, además, amplias bahías, caletas pesqueras y playas para uso recreativo. En esta zona costera se desarrolla la actividad agroindustrial y, en la zona intermareal, se ubican algunos colectores de carácter mixto — industrial y urbano— (DHN, 1982).

En cuanto a sus límites geográficos, por el norte está ubicado en la zona de La Horca y Fortaleza (10° 39' S; 77° 51' W). Se trata de dos accidentes geográficos que se destacan en la costa cuando uno se encuentra al sur de la punta. En el área de estudio descarga sus aguas el río Fortaleza (10° 39' S; 77° 51' W) (anexo 2, fotografía 1).

La DHN (1982) describe que, siguiendo por la línea de costa, se encuentra el balneario Las Delicias, que ocupa la parte central, de aproximadamente 8 km. Hacia el sur está el río Pativilca, que se caracteriza por tener aguas permanentes que aumentan su caudal en las épocas de lluvias de la sierra (de enero a abril). Esta zona se caracteriza por tener aguas poco profundas: solo se pueden encontrar 11 m de profundidad hacia las 3 millas náuticas de distancia a la costa. Hacia el SE, se encuentra ubicada la bahía de Supe, la cual posee una topografía de fondo marino que decrece gradualmente desde los 18 hasta los 6 m próximos a la playa. Esta bahía resulta ser bastante abierta. A continuación, se ubica el puerto de Supe (10° 48' S; 77° 44' W) (anexo 2, fotografía 2).

Para el desarrollo de este estudio se establecieron 15 estaciones oceanográficas de observación y muestreo en la zona marina costera de Supe hasta 3 millas de distancia a la costa, entre los años 2008 y 2015. Se consideraron para el desarrollo del estudio las estaciones de mar y se realizaron los registros de las condiciones del ambiente marino a nivel superficial y de fondo, para determinar calidad ambiental de esta área costera en la bahía de Supe, localizada por el norte entre los 10° 50' S y 77° 54' O y, por el sur, entre los 10° 38' S y 77° 42' O. En la bahía de Supe desembocan los ríos Fortaleza y Pativilca, como se observa en la figura 3.

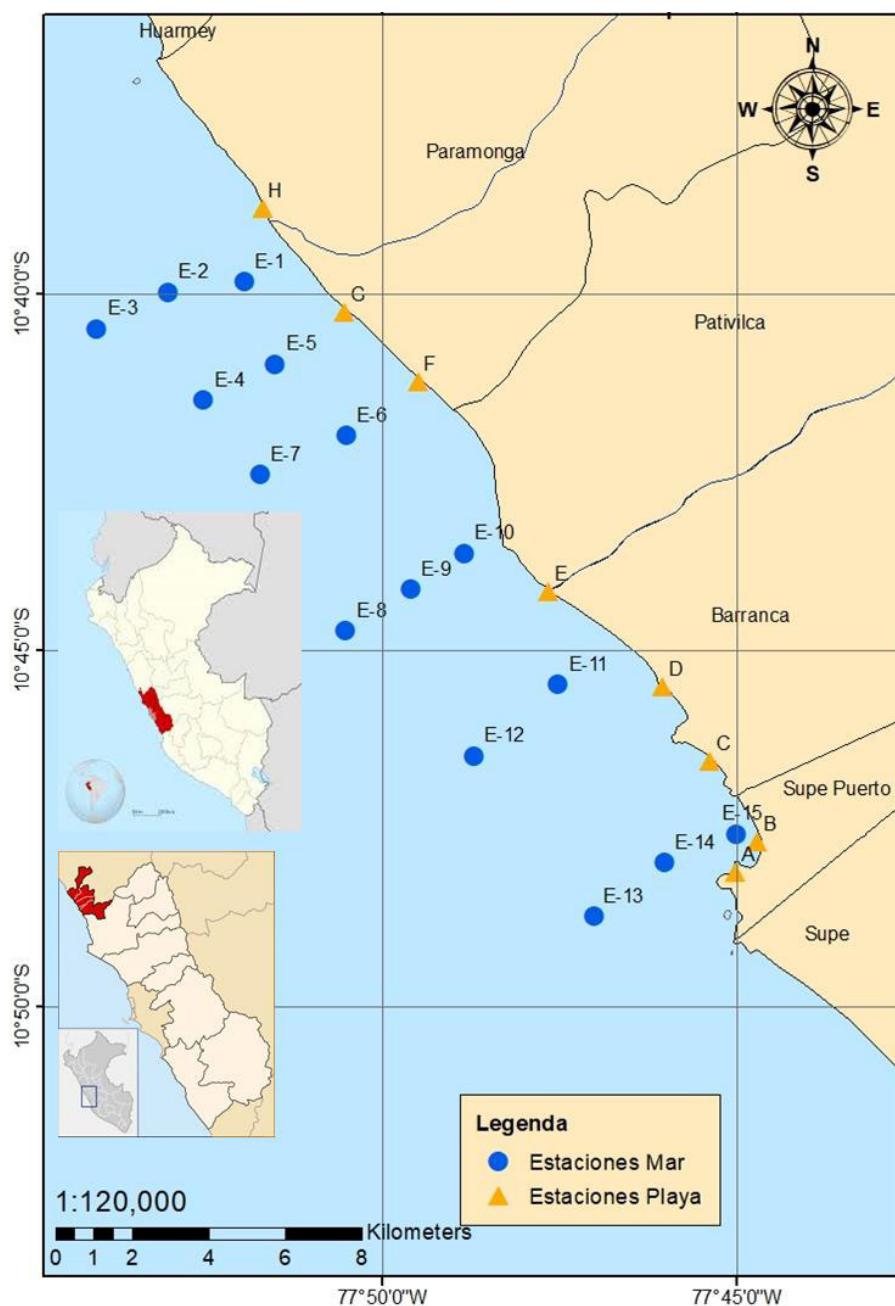


Figura 3. Ubicación de las estaciones de muestreo en la bahía de Supe (2008-2015).

Las estaciones de la 1 a la 12, ubicadas en las zonas norte y centro, son favorables para la pesca artesanal e industrial, así como para el desarrollo de la maricultura, porque presentan una mejor calidad acuática; pero esta condición varía según la estación del año y está influenciada por otros procesos naturales, como los eventos océano atmosféricos denominados El Niño, los cuales suceden recurrentemente en la costa peruana.

3.2. Técnicas de recolección de datos

Los datos se obtuvieron de los monitoreos para la medición de parámetros fisicoquímicos *in situ* y la colecta de muestras para su análisis en el laboratorio, siguiendo el protocolo para el monitoreo de efluentes y del cuerpo marino receptor (R. M. N.º 003-2002-PE). Este contiene las pautas básicas para la ejecución del monitoreo, la conservación de las muestras, la cadena de custodia y el procedimiento analítico por parámetro. Para el análisis de los nutrientes, se empleó el Protocolo de análisis de nutrientes (fosfatos, silicatos, nitratos y nitritos) del Laboratorio de Oceanografía Química del Imarpe.

Los muestreos se efectuaron en una embarcación artesanal, con una periodicidad anual de 2008 a 2015. Dada la limitación presupuestal, se realizaron los muestreos en otoño, invierno y primavera, a fin de comparar y evaluar la variabilidad de los parámetros en el periodo estudiado. Para la toma de muestras de agua en el campo, se utilizó un sistema de navegación satelital GPS (por sus siglas en inglés) y la georreferenciación en el campo de las estaciones de muestreo. En cada estación se colectaron a dos niveles, en superficie y fondo; las muestras colectadas fueron debidamente rotuladas (fecha, hora de muestreo) verificando que cumplan con los requisitos de volumen de muestra, preservación y tiempo de vigencia.

Para la colecta de muestras de fondo, se empleó una botella Niskin de 5 l de capacidad, la cual, dependiendo de la batimetría, descendió hasta 1 m del fondo. Las muestras se colectaron para determinar el oxígeno disuelto, los sólidos suspendidos totales, los sulfuros, los nutrientes y la salinidad. En el caso del registro de la temperatura, la profundidad y la salinidad, se empleó un CTD en cada una las estaciones de muestreo (anexo 3, fotografías 3-7).

En el cuadro 2 se listan las principales variables, establecidas en la normativa peruana para la categoría 2, subcategoría C2 (peces principalmente), en áreas marino-

costeras. Asimismo, se describen la técnica analítica, el límite de detección del método analítico empleado y la referencia respectiva.

Cuadro 2. Métodos analíticos, variables, límite de detección considerados en el estudio

Variables	Técnica analítica	Límite de detección	Referencia
Temperatura	Termométrico	0,1	Termómetro de mercurio y de inversión Kahlsico
pH	Electrométrico	0,1	Método potenciométrico por medio del equipo portátil pH-metro
Oxígeno disuelto (mg/L)	Volumétrico Winkler	0,2	Método titulométrico de Winkler modificado por Carrit y Carpenter (1966)
DBO ₅ (mg/l)	Incubación por 5 días a 20 °C	0,01	Standard International ISO 5815 (1991)
Nitrito (mg/l)	Espectrofotométrico	0,01	Strickland and Parsons, 1972
Nitrato (mg/l)	Espectrofotométrico	0,01	
Fosfato (mg/l)	Espectrofotométrico	0,01	
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	Gravimétrico	0,1	Method 2540 D (APHA, 2005)
Sulfuros (mg/l)	Espectrofotométrico	0,01	Methods of Seawater Analysis Extended Edition (Grasshoff, K., 1999)
Aceites y grasas (mg/l)	Gravimétrico	0,03	Method 5520B (APHA-AWWA-WEF, 2005: 5-37: Determinación de aceites y grasas)
Hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos (µg/l)	Espectrofluorómetro	0,07	Manual and Guides N.º 13 (IOC-UNESCO, 1984)
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	Tubos múltiples	<1,8	APHA, AWWA, WEF (2005). 20th edition

Fuente. Elaboración propia.

Las muestras fueron fijadas a bordo de la embarcación y preservadas en un *cooler* para su análisis en los laboratorios de hidroquímica y productividad de Calidad Ambiental

y Microbiología Acuática. En el anexo 3 se muestran algunas fotos de las actividades de muestreo.

3.3. Metodología utilizada para la determinación de los parámetros de calidad acuática

Para la determinación de oxígeno disuelto, se empleó el método titulométrico de Winkler modificado por Carrit y Carpenter (1966), que se basa en la colecta de la muestra en un frasco ámbar de 100 ml de capacidad con tapa esmerilada, que evita la formación de burbujas hasta que esté completamente llena. Luego, se destapa cuidadosamente y se le agrega 1 ml de reactivo I ($MnCl_2$) y reactivo II ($NaOH-NaI$), se agita y se deja reposar. Después, se agrega 1 ml del reactivo III (H_2SO_4) y se tapa el frasco, se agita y se espera de 2 a 3 minutos. Luego, se procede a la titulación con una solución estándar de tiosulfato de sodio y dos gotas de almidón, con lo que toma una coloración amarilla, y se continúa la titulación hasta que el color desaparezca y se anota el gasto. Este método es aplicable para medir valores de oxígeno de 0,00 a 20,00 ml/l. En esta investigación se utilizaron constantes de conversión para convertir los resultados de $mg/L = 1,43 \cdot mL/L$ (Graco y Ledesma, 2009), a fin de comparar los resultados con estándares de calidad ambiental (ECA).

Los análisis de nutrientes se realizaron utilizando las técnicas analíticas descritas en *A practical handbook of sea water analysis* (Strickland y Parsons, 1972), especialmente para los fosfatos, nitratos y nitritos.

En el caso de los fosfatos, se basa en el método de Strickland y Parsons (1972) en la determinación de los ortofosfatos presentes en el agua de mar, sea en forma soluble o particulada (fosfatos y polifosfatos orgánicos), empleando la técnica espectrofotométrica UV-Visible en un rango de 0,18 a 24,00 μM . El método se basa en la reacción del fosfato con molibdato para formar un heteropoliácido cuya reducción posterior forma un complejo fosfomolibdato de color azul. El fosfato presente en el agua de mar es sometido a la

reacción con hexamolibdato en un medio ácido para formar un complejo de ácido molibdofosfórico de color amarillo débil.

Para la determinación analítica del nitrato en el agua de mar se emplea la técnica espectrofotométrica UV-Visible, basada en el método de Strickland y Parsons (1972). La aplicación de este procedimiento permite determinar concentraciones de nitrato en agua de mar y es adecuada para medir valores en un rango 0,00-50,0 μM . La determinación de concentraciones de nitrito en agua de mar se basa en la reacción del nitrito con una amina aromática primaria que forma un compuesto diazonio, el cual se acopla con una segunda amina aromática. En esta técnica analítica descrita por Strickland y Parsons (1972), el producto es un compuesto azo, el cual es cuantificado por espectrofotometría. Este método es adecuado para medir concentraciones de nitrito en un rango 0,00-37,5 μM de NO_2^- con celdas de 1 cm.

En caso de los sulfuros, la muestra es colectada en un frasco de color ámbar de 100 ml y fijada con 1 ml de Zn acetato con gelatina, para ser almacenada a temperatura ambiente. En el laboratorio se utilizan los reactivos cloruro diamino y férrico (1 ml de cada uno). Se tapa y se deja reposar para ser medida en el espectrómetro. El límite de detección es de 0,01 mg/l.

La determinación de coliformes totales y termotolerantes (fecales) por el método de tubos múltiples (TM) se realiza a partir de los cultivos positivos de la prueba presuntiva en caldo lauril triptosa (CLT), los cuales son inoculados en tubos que contienen caldo bilis verde brillante incubado a $35 \pm 2^\circ\text{C}$ durante 24 a 48 horas. Los tubos positivos son pasados a caldo EC, los cuales son incubados a $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ en baño maría por 24 horas. Los resultados se expresan en número más probable (NMP/100 ml) (APHA, 2012). El Límite de detección del método fue de 1,8 NMP/100 ml y el rango de trabajo fue de $<1,8 - 1 \times 10^7$ NMP/100 ml.

Para la determinación de hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos en agua de mar se empleó el método espectrofluorométrico (IOC-Unesco, 1984). Las muestras

fueron fijadas adicionando 5 ml de H_2SO_4 por litro, luego se agitaron y conservaron en un lugar fresco. Para la determinación de los niveles de HADDs, esta se realizó utilizando el equipo espectrofluorómetro UV Shimadzu RF 1501, utilizando un estándar de criseno para la calibración correspondiente de acuerdo con las sugerencias establecidas por el convenio MARPOL 73/78.

3.4. Análisis estadístico de cada variable dentro del índice

Con el fin de realizar un análisis más detallado y conciso respecto de la distribución de los datos en la muestra, se llevó a cabo lo siguiente:

- 1) Se utilizó el diagrama de cajas (*boxplot*), el cual permite determinar si la muestra tiene valores atípicos y si presenta un sesgo a la izquierda o a la derecha, así como evaluar la variabilidad interanual de los parámetros de calidad acuática. Se elaboró una matriz de datos de los años 2008-2015 con los parámetros que fueron validados como pH, oxígeno disuelto, fosfatos, nitratos, aceites y grasas, sulfuros, sólidos suspendidos totales, DBO5, coliformes fecales e hidrocarburos de petróleo, los cuales sirvieron para la construcción del ICAM-PE. Para realizar la validación estadística de los datos, se utilizó el programa Infostat versión 1.0.
- 2) Las variables se categorizaron y los datos colectados se ordenaron y clasificaron para su análisis. Estos datos clasificados se agruparon por parámetro en una matriz de los años 2008 a 2015.
- 3) Se realizó un análisis general multivariado de las variables mediante el análisis de componentes principales (PCA) y técnicas de agrupación en función de parámetros de calidad del agua marina (superficial y de fondo). Todos los parámetros correlacionados se combinan en diferentes componentes principales con valores de carga positivos y negativos, que se pueden usar para interpretar procesos principales que permiten analizar y caracterizar la calidad del agua, con la finalidad de reducir las variables a un menor número, para

perder la menor cantidad de información posible. Como medida de la cantidad de información incorporada en una componente, se utilizó su varianza con base en su valor, determinándose la primera o la última componente. Con el análisis estadístico multivariado, se determinó qué parámetro tiene mayor influencia en la calidad acuática marina de la bahía de Supe. De acuerdo con algunos autores, esta herramienta es útil para analizar la calidad del agua sobre la base de datos históricos de muestreo de agua (Kim *et al.*, 2009; Espinal-Carreón *et al.*, 2013).

3.5. Desarrollo de subíndices para el cálculo del índice de calidad acuática marina (ICAM)

Para el cálculo del ICAM, se procedió de la siguiente manera:

- Se determinaron los subíndices elaborando las funciones de calidad (curvas de parámetro por parámetro), con la finalidad de transformar a valores no dimensionales las variables en sus diferentes unidades (mg/l, porcentajes, µg/l) (anexo 7), a una escala adimensional que permitan su agregación. Con frecuencia se utilizan promedios aritméticos o geométricos (Fernández *et al.*, 2004).
- Para la formulación del índice es importante tener en cuenta el número de variables (Samboni *et al.*, 2007) basadas en ecuaciones matemáticas, y para la construcción de los subíndices y curvas de función se utilizó el *software* Table Curve 2D (anexo 8).
- También es importante tomar en cuenta la información de las normativas nacionales, como el Decreto Supremo N.º 015-2015-MINAM, que aprueba los estándares de calidad ambiental (ECA) para el agua, y el Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM, que aprueba los estándares de calidad ambiental (ECA) para el agua y establece disposiciones complementarias.

- Se aplicó el factor de ponderación de cada subíndice de acuerdo con el valor de importancia dentro del Índice de Calidad Ambiental Marino (ICAMPE), que tienen el mismo peso relativo. La suma de los pesos relativos está entre cero y uno.
- Para la selección de la fórmula de agregación, se seleccionó la fórmula de promedio geométrico muy utilizada en estudios previos (Brown *et al.*, 1979; Dinius, 1987; Vivas-Aguas *et al.*, 2014).

$$ICAMPE = \left(\prod_{j=1}^m q_j^{w_j} \right)^{\frac{1}{\sum_{j=1}^m w_j}}$$

i = parámetros que integran el índice y que toman valores entre 1 y n

m = cantidad de variables

qj = valor del subíndice de calidad de cada parámetro j

wj = factor de ponderación (peso) de cada subíndice por parámetro j

$$ICAM\ PE = [(Q_{OD})^{0,14} \times (Q_{pH})^{0,12} \times (Q_{SST})^{0,13} \times (Q_{DBO})^{0,13} \times (Q_{CTE})^{0,14} \times (Q_{HPDD})^{0,09} \times (Q_{NO3})^{0,09} \times (Q_{PO4})^{0,06} \times (Q_{SULF})^{0,06} \times (Q_{AyG})^{0,06}]^{1/\sum_{j=1}^m w_j}$$

- Esta fórmula fue adaptada para construir el ICAM-PE utilizando 10 parámetros de calidad acuática en la bahía de Supe, para los usos de pesca y maricultura.
- Los subíndices de función de cada parámetro fisicoquímico de calidad acuática se elaboraron utilizando el *software* estadístico Table Curve 2D, el cual incluye una amplia gama de modelos lineales y no lineales para cualquier aplicación, incluidas ecuaciones que van desde lineales simples hasta polinomios de Chebyshev (1854).
- Finalmente, se realizó la representación geográfica de los valores del ICAMPE, obtenidos en cada una de las estaciones distribuidas en la zona costera de Supe. La variación espacial se representó utilizando el programa ArcGIS Versión 10.3, para interpolar los resultados del ICAMPE y análisis de procesos donde está involucrada la ubicación geográfica del área.

- La ausencia de datos de parámetros de calidad de agua es una limitante en la formulación del índice; sin embargo, teniendo en cuenta que su cálculo está basado en una ecuación de agregación, se lo puede calcular con una menor cantidad de datos, pero el margen de confianza del resultado disminuye.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Revisión bibliográfica de los estudios realizados en la formulación de los índices de calidad de aguas en diferentes países

Los índices de calidad del agua, en muchos países del mundo, fueron desarrollados para evaluar diversos cuerpos de agua, principalmente aguas de cuencas hidrográficas, lagos y ríos. Ya que en el Perú no hay antecedentes sobre este tipo de índices, se realizó esta revisión bibliográfica con el fin de determinar los indicadores más adecuados para el desarrollo de un índice de estas características.

Desde la década de los setenta (Brown *et al.*, 1970) hasta la actualidad (Barokah *et al.*, 2017), se han diseñado una gran cantidad de índices para caracterizar los cuerpos de agua superficial, principalmente continentales y estuarinos, como ríos, lagos y lagunas. En la figura 4 se observa que el desarrollo de indicadores ha tenido un incremento lineal decadal y, en algunos casos, se han combinado y adaptado a las diferentes condiciones ambientales de cada ecosistema acuático.

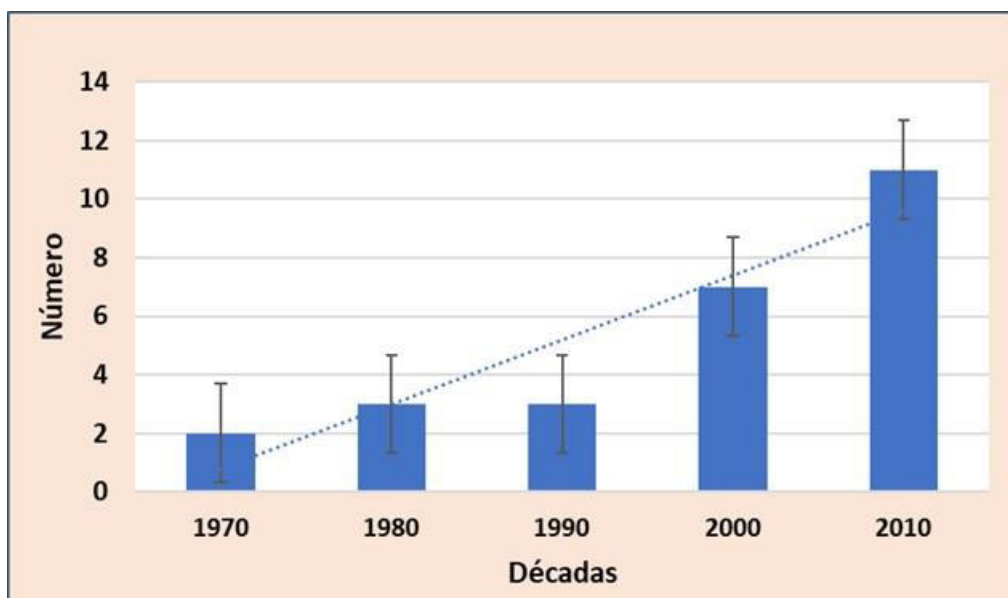


Figura 4. Número de referencias bibliográficas de índices por décadas de 1970 a 2010.

Asimismo, en este estudio se observó que el número de parámetros utilizados en la formulación de los índices varió de 3 a 23 variables (figura 5). La elección de los parámetros fisicoquímicos estuvo sujeta directamente al objetivo de calidad perseguido por el índice (consumo humano, agua continental, reservorio, agua potable, riego cultivo de camarón, acuicultura, entre otros). En la formulación de índices, España fue el país que utilizó el mayor número de parámetros, seguido por Brasil y México.

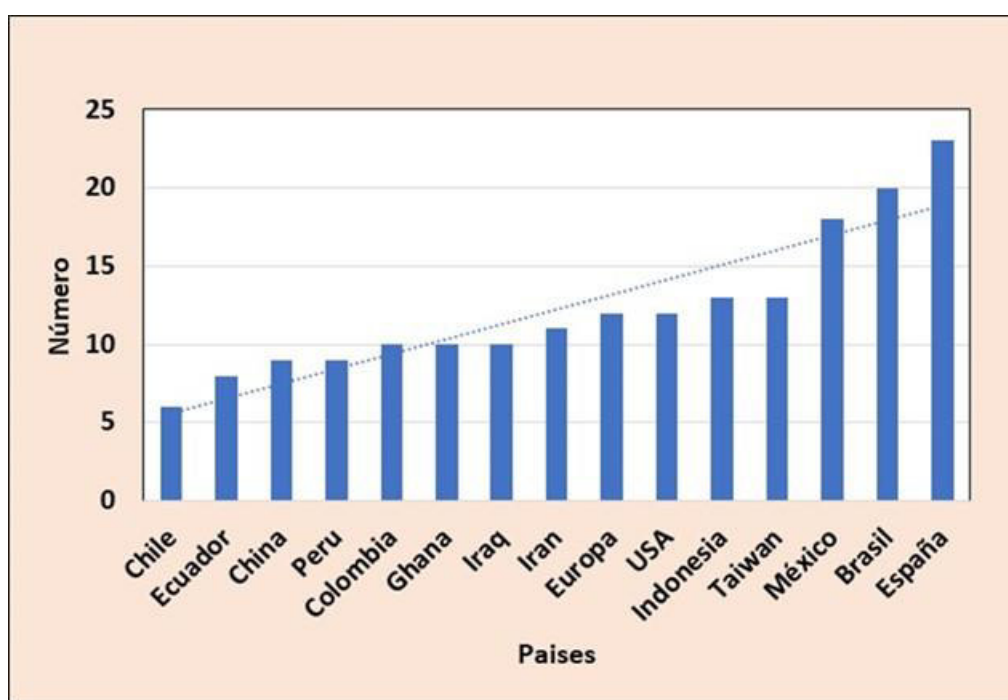


Figura 5. Mayor número de parámetros utilizados según país

En el estudio realizado para la construcción del Índice de Calidad Acuática Marina para el Perú (ICAM-PE), para los usos de pesca y maricultura en la bahía de Supe, de acuerdo con la metodología explicada en la figura 2, se recopiló y revisó la información disponible proveniente del Programa de Monitoreo del Imarpe. Este índice ha sido desarrollado y adaptado con base en las condiciones propias de la bahía de Supe y puede ser aplicado a otras áreas costeras del mar peruano.

Del análisis de las referencias bibliográficas, se observa una tendencia lineal en el incremento de parámetros que involucran parámetros fisicoquímicos, contaminantes químicos (metales pesados, hidrocarburos de petróleo, pesticidas) y biológicos. Esto

señala las limitaciones en el uso de los indicadores, porque los parámetros fisicoquímicos tienen una ventaja sobre los biológicos y contaminantes, debido a que se pueden monitorear con mayor frecuencia y los análisis son más rápidos.

Según el tipo y número de variables que se pueden utilizar para construir el índice, siempre se obtendrá una gran cantidad de datos, los cuales deben tener un tratamiento estadístico e interpretación; pero, considerando la posible pérdida de información, una de las limitaciones de los índices es que se puede generalizar la información obtenida.

En el anexo 4 se presentan los índices que se han venido aplicando a través del tiempo, los diferentes enfoques para los usos que se le puede dar a la calidad de agua, sean ríos, humedales, estuarios, entre otros. Según la zona geográfica y el cuerpo de agua, se observaron las diferencias sobre el enfoque del índice, así como los parámetros seleccionados, el peso fijado a cada variable y el objetivo que se quiere lograr con la aplicación del índice, ya sea medir contaminación por metales, la eutrofización o proteger la vida acuática (Boyacioglu, 2007).

Asimismo, se muestran otros índices determinados en diferentes partes del mundo, recopilados por García -Quevedo (2012), y se incluyen los utilizados en el Perú, donde se aplicaron el ICA-NSF de Brown (1970), en los ríos Lampa y Cabanillas (Puno), en 2015; el índice de Oregón (OWQI), en la quebrada de Etita (Huánuco), en 2018; y el índice ICA-NSF (2016), aplicado en el humedal Laguna Los Milagros (Huánuco), para uso recreacional y poblacional. En el área marina no se han desarrollado, lo cual motivó esta investigación en la bahía de Supe.

Para el desarrollo del ICAM-PE en la bahía de Supe se utilizaron diez parámetros clasificados por características fisicoquímicas (pH, sólidos suspendidos totales, sulfuros, nitratos, fosfatos, oxígeno disuelto, DBO₅, coliformes termotolerantes y contaminantes orgánicos (aceites y grasas e hidrocarburos de petróleo), los cuales contribuyen con información necesaria en la formulación de calidad de agua marina para los usos de pesca y acuicultura.

El ICAM-PE propuesto para la bahía de Supe fue adaptado del índice ICAMPFF, propuesto por Invemar para la calidad ambiental de las aguas marinas y estuarios con el fin de preservar la flora y la fauna (Vivas-Aguas, 2011). Esto permitió resumir la información de diez parámetros y está compuesto por 5 escalas (óptima, adecuada, aceptable, inadecuada y pésima) y subíndices que varían de 0 a 100. De otro lado, en los índices estudiados se observó que, además de los parámetros mencionados, se han empleado otras variables, como DQO, transparencia, conductividad, temperatura y diversos metales (Samboni *et al.*, 2007).

El uso de los índices varía si el cuerpo hídrico es continental (ríos, lagos, lagunas), estuario o marino, porque se utiliza diferente número de parámetros fisicoquímicos, contaminantes (metales pesados, hidrocarburos de petróleo) y biológicos. El número de parámetros varía si se involucran también comunidades biológicas, pero en este punto se genera una discusión porque la disponibilidad de parámetros fisicoquímicos es mayor, son más fáciles de analizar y generan una gran cantidad de datos, en tanto que el análisis de las comunidades biológicas toma mucho más tiempo y está dirigido a un solo grupo de especies que viven en un cuerpo hídrico (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007; Vivas-Aguas y Navarrete-Ramírez, 2014).

4.2. Determinación del conjunto de las variables indicadoras de las aguas marinas costeras en la bahía de Supe (2008 a 2015)

4.2.1. Variabilidad interanual de los parámetros de calidad acuática en la bahía de Supe para los usos de pesca y maricultura

Del análisis de la información sobre los parámetros de calidad acuática de Supe entre los años 2008-2015, se observó que la distribución de los parámetros de calidad acuática evaluados en las estaciones de invierno y primavera presentaron una variabilidad de acuerdo con las condiciones oceanográficas locales. La calidad del agua de las estaciones de muestreo ubicadas en las zonas centro y sur del área de estudio estuvieron influenciadas por las elevadas concentraciones de contaminantes, como sólidos suspendidos

totales y coliformes termotolerantes, asociados con las actividades antrópicas en la zona sur frente a la planta pesquera (estación 15) y la zona de influencia del río Pativilca (estación 4). Esta condición ambiental se registró durante todo el tiempo de estudio, lo cual indica una tendencia a ser crónica que tiene un impacto sobre el macrobentos, el cual presentó una baja diversidad y riqueza de especies frente a estas zonas de la bahía de Supe (Orozco *et al.*, 2014; Orozco *et al.*, 2013).

Se realizó un análisis descriptivo mediante gráficos de cada uno de los parámetros, y se observó el comportamiento interanual y la distribución horizontal en superficie y fondo de parámetros fisicoquímicos de calidad acuática, en la bahía de Supe 2008-2015 (anexo 5, figuras 6-18).

Temperatura superficial y de fondo del mar. La temperatura superficial del mar en el año 2008 registró condiciones cálidas, con una anomalía de hasta +4 °C y temperaturas homogéneas de 20 °C en toda el área de estudio. En 2009, la zona mostró una normalización, con temperaturas de 16 °C y una condición de normal entre el río Fortaleza y Quimpac; mientras que, más al sur, mostraron condiciones ligeramente cálidas con anomalías de hasta +1,0 °C. En 2010 se apreció un calentamiento frente a Quimpac a 2 mn aproximadamente; más al sur se pudieron apreciar condiciones cálidas con anomalías de hasta +5,0 °C. Desde 2011 hasta 2013, las condiciones se restablecieron y mostraron su condición más fría en 2013, con anomalías de -1,0 °C, influenciadas por el fenómeno de La Niña, que ocurrió en dicho año. Para 2014 y 2015, las condiciones se mantuvieron entre normales a ligeramente cálidas, con anomalías térmicas entre -1,0 y 1,0 °C. En el fondo, las condiciones tuvieron un comportamiento muy similar al de la superficie, donde no se apreciaron cambios significativos durante los ocho años de evaluación (figura 6).

Oxígeno en superficie y fondo del mar. El oxígeno en superficie, en 2008, varió de 5,07 a 6,14 mg/l, lo que mostró una alta productividad en la zona, con una concentración promedio de 5,5 mg/l. En 2009, los valores disminuyeron al punto que se evidenciaron

concentraciones bajas, entre 2 y 4 mg/l, con un ligero aumento en 2010, con iso-oxígenas de 5 mg/l en toda el área evaluada. De 2011 a 2013, las concentraciones de oxígeno evidenciaron condiciones de surgencia con valores entre 2 y 4 mg/l. Para 2014 y 2015, las concentraciones mostraron tendencia a volver a incrementarse, y en 2015 fueron más altas, con valores entre 6 y 7 mg/l. Las anomalías de oxígeno mostraron que, en 2008, las concentraciones de oxígeno estuvieron 2 mg/l por encima del patrón normal, mientras que en 2009 se encontró entre 1 y 1,5 mg/l por debajo del patrón, volviéndose a incrementar en 2010 entre 1 y 2 mg/l. Entre 2011 y 2012, se apreciaron valores por debajo del patrón normal, entre 0 y -2,5 mg/l, mientras que, entre 2013 y 2014, se pudieron apreciar características sobre el patrón normal en casi toda el área evaluada. En 2015, el comportamiento subió abruptamente en toda la zona, con una anomalía de oxígeno de hasta +4,0 mg/l respecto del patrón normal, lo que generó una alta productividad en la zona (figura 7). En el fondo, en 2009, la concentración fue muy similar a la superficie. La mínima de oxígeno (0,5 mg/l) se localizó frente a río Fortaleza hasta el sur de Quimpac, a 3mn aproximadamente; entre 2010 y 2013, las concentraciones fueron similares con contenidos bajos de oxígeno entre 2 y 4 mg/l, para volver a aflorar la mínima en 2014 frente a Quimpac y río Pativilca (entre 0,5 a 3 mn, aproximadamente). En 2015, se apreciaron valores entre 2 y 4 mg/l, con un pequeño foco de 5 mg/l frente a Quimpac y el río Fortaleza, a 3 mn de la costa (figura 7).

Potencial de hidrógeno en superficie y fondo del mar. El potencial de hidrógeno en 2008, tanto en superficie como en fondo, mostró un comportamiento homogéneo con concentraciones entre 8 y 8,1, las mismas que estuvieron relacionadas con las altas temperaturas registradas ese año. De 2009 a 2012, las concentraciones localizadas de pH se encontraron alcalinas con valores entre 7,5 y 7,6. De 2013 hasta 2015, el potencial de hidrógeno se elevó ligeramente entre 7,8 y 8, tanto en superficie como en fondo (figura 8).

Fosfatos en superficie y fondo del mar. La distribución superficial de los fosfatos en superficie desde 2008 hasta 2012 mostró un comportamiento con valores entre 1 y 1,5

μMol , lo que evidencia concentraciones normales en el área de estudio. Entre 2013 y 2014 (año frío), se apreció un incremento de este nutriente, con valores entre 2 y 3 μMol ; las concentraciones bajas fueron replegadas hacia la costa. En 2015, superficialmente, los valores normales mostraron una recuperación. En el fondo, al igual que en superficie, entre 2008 y 2010 mostraron un comportamiento homogéneo; en 2011, en el fondo, se apreciaron concentraciones elevadas entre Quimpac y Barranca, con valores máximos de hasta 3 μMol , que disminuyeron en 2012, abarcando la isolínea de 1 μMol en toda el área de estudio. En 2013 y 2014, este parámetro en el fondo se volvió a incrementar, comenzando en 2013 con un pequeño núcleo frente a Quimpac con un valor máximo de hasta 3,5 μMol , expandiéndose a toda la zona de fondo en 2014. En 2015, los valores en fondo volvieron a sus condiciones normales (figura 9).

Silicatos en superficie y fondo del mar. Los silicatos, en 2008 y 2009, mostraron concentraciones bajas con la presencia de la isolínea de 5 μMol en toda el área estudio. En 2010 y 2011, superficialmente, las concentraciones se elevaron ligeramente con valores de 10 μMol , y disminuyeron en 2012 hasta 5 μMol . Un aumento significativo se muestra entre 2013 y 2014, con concentraciones de hasta 30 μMol —ampliamente relacionadas con el evento La Niña presentado en esos años—, y disminuyeron en 2015. En el fondo, el comportamiento de los silicatos fue muy similar al de superficie en todos los años, pues no se apreciaron grandes cambios en este nivel (figura 10).

Nitratos en superficie y fondo del mar. Los nitratos en superficie entre 2008 y 2009, tanto en la superficie como en el fondo, mostraron un comportamiento muy similar, incrementándose ligeramente entre 2010 y 2012, con concentraciones entre 5 y 15 μMol . En 2013, los valores decrecieron notablemente hasta 5 μMol en toda el área evaluada, y se volvieron a incrementar en 2014, en la zona entre Quimpac y el río Pativilca. En 2015, la zona volvió a presentar condiciones normales, con isolíneas de 10 μMol .

En el fondo, las características fueron muy similares a la superficie, sin cambios significativos. En general, el comportamiento tanto en superficie como en fondo fueron muy similares para este parámetro (figura 11).

Nitritos μMol en superficie y fondo del mar. Los nitritos, tanto en superficie como en el fondo, entre los años 2008 y 2009, fueron netamente homogéneos, con una concentración en la zona de $0,75 \mu\text{Mol}$. En 2010 y 2011, aumentaron ligeramente su concentración, específicamente frente a Barranca, con valores de hasta $1,0 \mu\text{Mol}$; estas concentraciones se ampliaron hasta $2,5 \mu\text{Mol}$ en el 2011. Desde 2012 hasta 2015, mostraron superficialmente una disminución de hasta $0,75 \mu\text{Mol}$.

En el fondo, las concentraciones fueron, al igual que en el caso de los nitratos, muy similares a las observadas en superficie (figura 12).

Sólidos suspendidos totales en superficie y fondo. En superficie, los sólidos suspendidos totales variaron de $5,39$ a $134,37 \text{ mg/l}$. En 2008 y 2009 se encontraron dos focos de concentración; el primero, a 1 mn del río Fortaleza, y el segundo, frente a las plantas pesqueras (estación 12). Entre 2010 y 2012, todos los valores encontrados superaron los ECA2, categoría 2 (60 mg/L), y los mayores valores se ubicaron a 1 mn de la bocana del río Pativilca. Los años 2013, 2014 y 2015 se presentaron concentraciones bajas que cumplieron con los ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece un valor de 60 mg/l .

En fondo, los valores de sólidos suspendidos totales variaron de $15,00$ a $134,98 \text{ mg/L}$. El máximo valor se ubicó en la E-12, frente a las plantas pesqueras. En 2008, se observaron dos focos de concentración: uno en la zona de influencia del río Pativilca y el otro frente a las plantas pesqueras. Entre 2010 y 2012, se observó una distribución espacial homogénea de elevadas concentraciones en toda la bahía, que excedieron los ECA subcategoría 2 (60 mg/L). Esto se debió a la remoción por la circulación del mar en esta zona. En 2013, sobrepasó ligeramente el ECA en la estación 5 ($70,83 \text{ mg/L}$) y en la estación 12 ($80,41 \text{ mg/L}$). En 2014 y 2015, la distribución horizontal con concentraciones de bajas

homogéneas se adecuó a los ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece 60 mg/L (figura 13).

Sulfuro de hidrógeno. Los sulfuros a nivel fondo, en el periodo de 2008 a 2015, variaron de >0,01 mg/L (No detectado) a 0,48 mg/l. Las mayores concentraciones se observaron en los años 2008, 2010 y 2011. En 2009 y 2012 se presentaron bajas concentraciones de sulfuros y, en 2013, se registró puntualmente en la desembocadura del río Fortaleza, a una distancia de 0,5 mn. Los años 2014 y 2015 se presentaron los valores menores de 0,01 en toda la bahía. En todo el periodo evaluado, los sulfuros presentaron valores por debajo del valor establecido en el ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece 0,05 mg/l (figura 14).

Aceites y grasas. A nivel superficial, los aceites y grasas presentaron, en el periodo de 2008 a 2015, valores que variaron de >0,03 mg/l (No detectado) a 5,40 mg/l. En los años 2008, 2010, 2011, 2012 y 2013 se presentaron valores por debajo de 0,03 mg/l en todas las estaciones evaluadas. En 2014, el máximo valor se ubicó en la E-3 (a 2 mn de la boca del río Fortaleza), y se observaron isolíneas de concentraciones en las zonas centro y sur de la bahía. En 2015, se observó un comportamiento parecido al de 2014, pero con menores concentraciones, con isolíneas de distribución de 0,7 mg/l a 2 mn del río Fortaleza. Las concentraciones de aceites y grasas registradas en el periodo evaluado estuvieron debajo del límite establecido en el ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece un valor de 1,0 mg/l (figura 15).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Los valores de DBO₅, en el periodo comprendido entre 2008 y 2015, variaron de 1,00 a 8,65 mg/l en la bahía de Supe. En general, en los años evaluados (2008, 2009, 2010, 2011, 2013 y 2015), se observaron bajas concentraciones en toda la bahía, excepto en 2014, cuando se observaron isolíneas de elevadas concentraciones a 2 mn, en la zona comprendida frente al río Pativilca (estación 8) y la zona donde se ubican las plantas pesqueras (estación 12). Sin embargo,

todos los valores registrados no sobrepasaron en el ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece 10 mg/l (figura 16).

Coliformes termotolerantes. En la bahía de Supe, a nivel superficial, la distribución horizontal de coliformes termotolerantes, en el periodo de 2008 a 2015, varió de 1,80 a $2,4 \times 10^5$ NMP/100 ml. En 2008, presentaron un foco de elevada concentración frente al río Pativilca. En los años 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 y 2015, las mayores concentraciones se focalizaron en la zona sur, en toda el área a 2 mn frente a la zona portuaria y de plantas pesqueras, con valores que sobrepasaron los límites establecidos en el ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece 30 NMP/100ml. En 2014, se observó un foco de concentración en la estación más costera, frente a la bocana del río Pativilca, que excedió ampliamente el ECA. Los elevados valores de coliformes están asociados a las temporadas de pesca industrial pesquera, que usualmente se desarrollan en la época de otoño y parte de invierno, así como en la primavera (figura 17).

Hidrocarburos del petróleo en agua. Entre los años 2008 y 2015, los valores de hidrocarburos totales de petróleo (fracción aromática) colectados a 1 m de profundidad variaron de 0,05 a 5,20 $\mu\text{g/l}$ (equivalente a 0,0052 mg/l). En 2008 y 2011, se observó un núcleo de elevadas concentraciones frente al puerto de Supe. En los años 2010, 2012, 2014 y 2015 se observó una gradiente de bajas concentraciones frente a los ríos Fortaleza y Pativilca. Los valores registrados no superaron el ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece un valor de 0,007 mg/l. Sin embargo, encontrar trazas de hidrocarburos aromáticos en el agua se asocia con tráfico marítimo artesanal en la bahía o con una fuente de contaminación, como descargas provenientes del alcantarillado (figura 18).

Los parámetros fisicoquímicos, biológicos y contaminantes orgánicos de calidad acuática de Supe muestran una variabilidad estacional de acuerdo con las condiciones oceanográficas locales (figuras 5 a 17). Según los datos de calidad acuática obtenidos en el periodo de estudio, se observa un impacto focalizado en la zona sur, frente a la planta pesquera (estación 15), y en la zona de influencia del río Fortaleza (estación 4), afectadas

por elevados valores de contaminantes como sólidos suspendidos totales y coliformes termotolerantes, provenientes de efluentes domésticos, industriales y mixtos. Esta variabilidad es similar en otras áreas costeras del Perú como la bahía Ferrol, la bahía de Huacho, Chancay y el Callao (Sánchez et al., 2010).

4.2.2. Validación estadística de los datos

Para la validación estadística de los datos, se siguió el procedimiento explicado en la metodología (punto 3.4). Se elaboró la matriz de la base de datos del programa de monitoreo del ambiente marino de la bahía de Supe del Imarpe; para ello, se empleó el programa estadístico Infostat versión 1.0 y se realizó el análisis de cajas de los diez parámetros utilizados en la construcción del ICAM-PE. Esto sirvió para tener una visión general de la simetría en la distribución de los datos de pH, oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos, sólidos suspendidos totales, aceites y grasas, DBO₅, coliformes termotolerantes, sulfuros e hidrocarburos disueltos y dispersos. Los resultados se presentan a continuación:

pH. En la figura 19 se observa que el pH tiene una tendencia homogénea y un rango entre 6,5 a 8,5, tanto a nivel superficial como de fondo. Los valores encontrados estuvieron dentro del rango establecido en los ECA, categoría 2, subcategoría 2, en toda la columna para aguas marino-costeras, que establece un rango de 6,8 a 8,5. Los parámetros como pH, oxígeno y variables fisicoquímicas están influidos por la elevación de la temperatura.

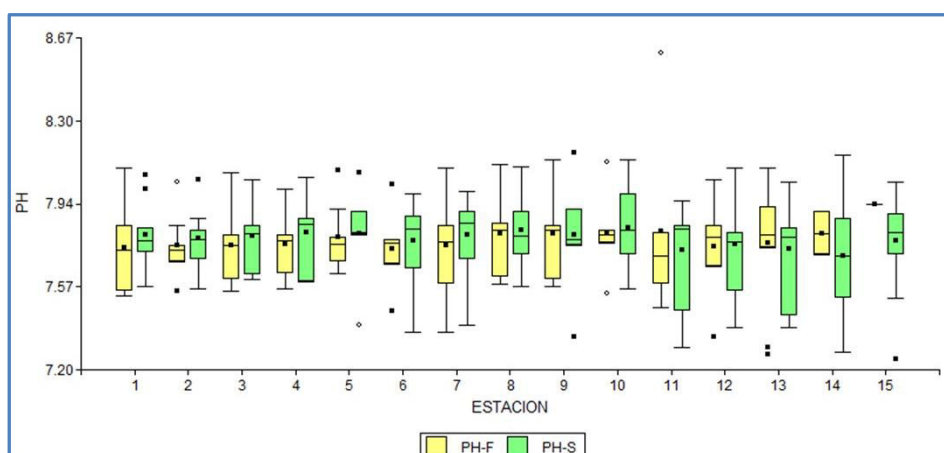


Figura 19. Diagrama para el pH en la bahía de Supe (2008-2015)

Oxígeno disuelto. El oxígeno disuelto en la bahía de Supe, en el periodo evaluado, presentó un comportamiento diferenciado a nivel de superficie y de fondo (figura 20). A nivel de superficie presenta valores apropiados para los organismos vivos, en tanto que, a nivel de fondo, presenta concentraciones hipóxicas. Esto se debe a que, en las aguas superficiales de la costa peruana, el oxígeno disuelto puede presentar valores cercanos a la saturación, pero en el periodo evaluado se hallaron valores entre 3,40 y 5,10 mg/l. Por el contrario, a nivel de fondo se observaron valores hipóxicos entre 1,7 y 3,4 mg/l, que corresponden a aguas ricas en nutrientes que son influidas por los procesos biogeoquímicos producidos en el sistema de surgencia de la corriente de Humboldt, la cual se extiende entre el Perú y Chile, y es considerada entre los sistemas más productivos del mundo.

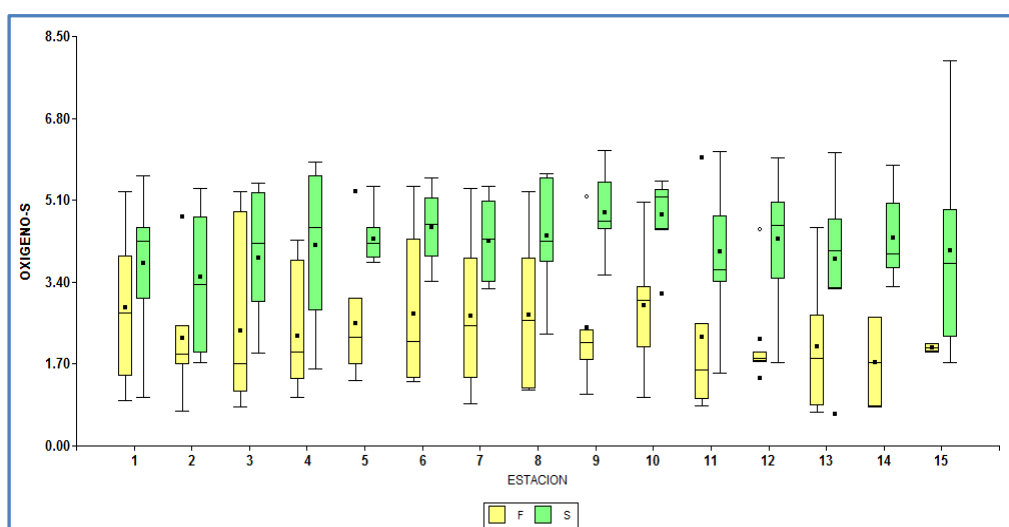


Figura 20. Diagrama de oxígeno disuelto en bahía de Supe (2008-2015)

Las aguas costeras frente al Perú se encuentran entre las más fértiles y productivas del mundo; por ello, se destacan las pesquerías, como la de anchoveta, uno de los principales recursos base de la economía del Perú (Graco *et al.*, 2007).

Nitratos. Las concentraciones de nitratos en la bahía de Supe presentaron valores similares a nivel de superficie y de fondo. En la figura 21 se observa que este parámetro presenta una distribución simétrica en los dos niveles, debido a los procesos de denitrificación de las aguas hipóxicas cercanos a la anoxia registrados en el fondo,

coincidiendo con lo registrado por Jacinto *et al.* (1998). Este parámetro es muy variable debido a la contaminación que presenta esta bahía en las estaciones más cercanas y a los aportes de los ríos Fortaleza y Pativilca.

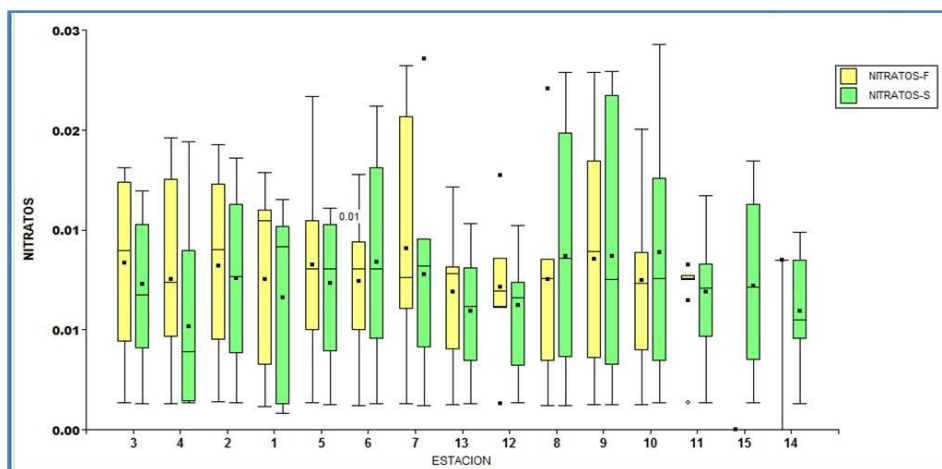


Figura 21. Diagrama para nitratos en la bahía de Supe (2008-2015)

Fosfatos. Los fosfatos presentaron similar tendencia que los nitratos, con mayores concentraciones a nivel de superficie, con una distribución simétrica (figura 22). Sin embargo, a nivel de fondo, la variabilidad es mayor y se observaron valores atípicos. Las concentraciones hacia la zona sur fueron influidas tanto a nivel de superficie como de fondo, por las descargas de los efluentes de las plantas pesqueras en la zona de las estaciones 13, 14 y 15; esta condición fue observada por Jacinto *et al.* (1998). Los fosfatos en la zona norte (estaciones 1 a la 10) están influidos por la descarga de los ríos Fortaleza y Pativilca, y fueron observados por la dispersión de esta variable.

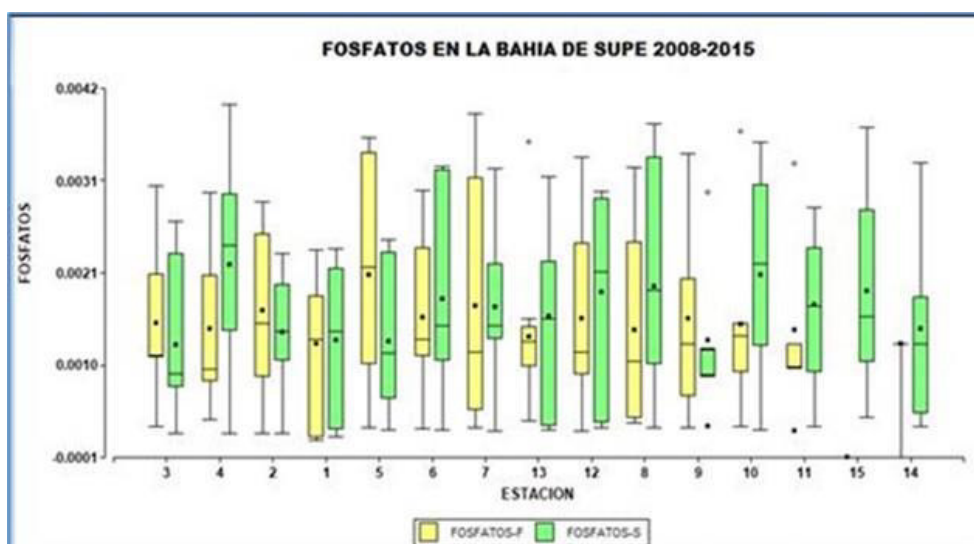


Figura 22. Diagrama para fosfatos en la bahía de Supe (2008-2015)

Sólidos suspendidos totales. Las concentraciones de sólidos suspendidos totales en superficie y fondo en la bahía de Supe presentaron valores homogéneos y simétricos, que no presentan una variación marcada en estos dos niveles y superaron el valor límite de 60 mg/l mencionado por Garcia et al. (2020) y que está establecido en los ECA, categoría 2, subcategoría 2 (figura 23). Los menores valores de sólidos suspendidos totales fueron registrados por Jacinto et al. (1998), a diferencia de las mayores concentraciones (>100 mg/l), registradas en los años 2010 y 2012 (Orozco et al., 2013). La variabilidad de los parámetros fisicoquímicos está influida por la dinámica del mar y los procesos de circulación marina que ocurren en esta zona costera.

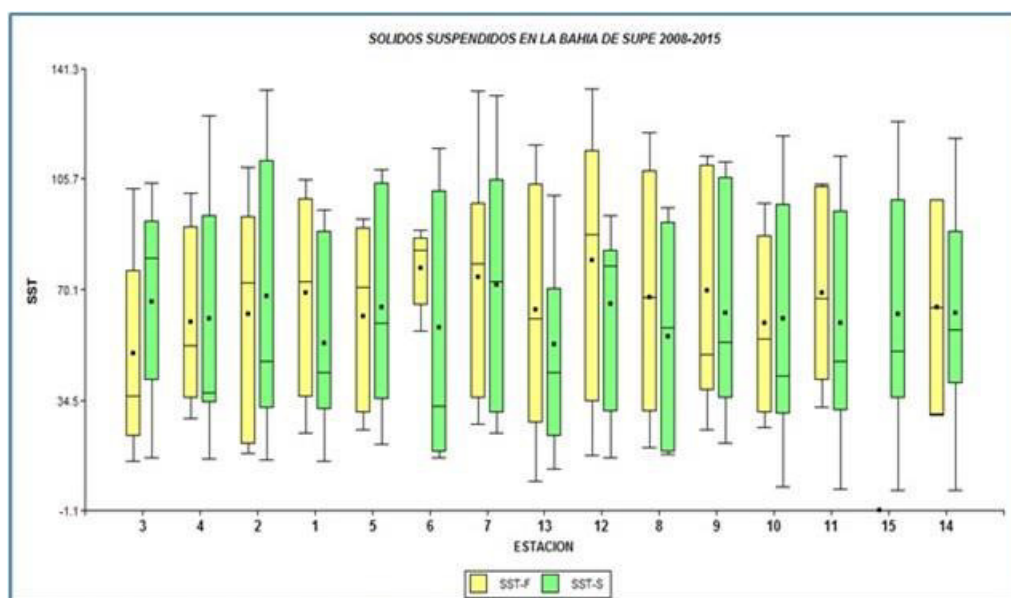


Figura 23. Diagrama para los sólidos suspendidos totales en la bahía de Supe (2008-2015)

Aceites y grasas. A lo largo de la bahía de Supe, la distribución de los datos de aceites y grasas no fue simétrica (figura 24): las estaciones 2, 5, 7 y 8 (ubicadas al norte de la bahía) y la estación 12 (en el sur) presentaron valores atípicos, debido a que las concentraciones fueron mayores al valor límite de 1,0 mg/l establecido en los ECA, categoría 2, subcategoría 2. Los valores más elevados se encuentran más dispersos que los más pequeños y son más heterogéneos.

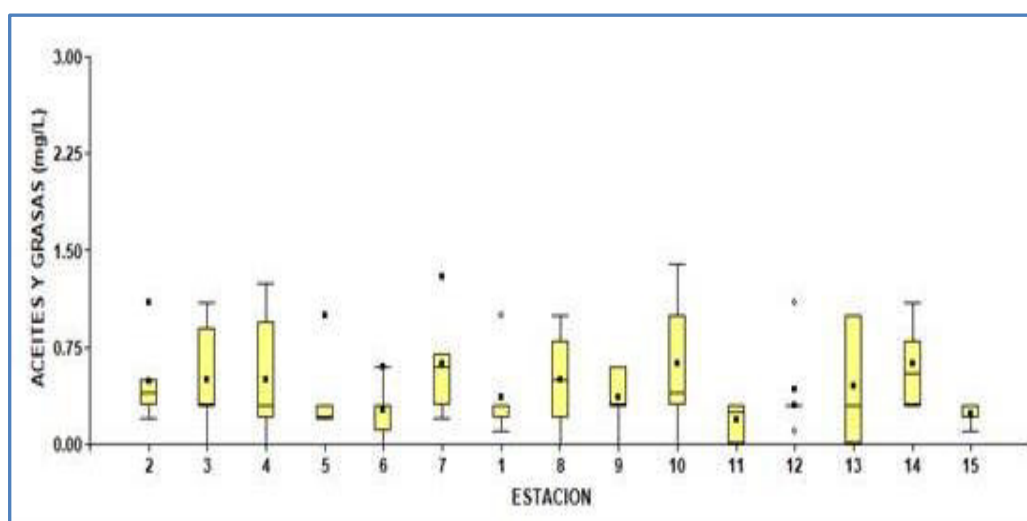


Figura 24. Diagrama para los aceites y grasas en la bahía de Supe (2008-2015).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). El DBO₅ en aguas superficiales marinas de la bahía presentó concentraciones promedio de 2,0 mg/l. Estos valores estuvieron asociados a los sólidos suspendidos totales, que fueron elevados (>70 mg/l), lo que sugiere la presencia de materia orgánica, pero que no llega a afectar la calidad acuática, porque el oxígeno disuelto a nivel superficial presentó concentraciones normales, lo que coincide con lo reportado por Orozco (2014). En la figura 25 se observó que la distribución de los datos no fue simétrica: algunas estaciones presentaron mayor variabilidad, con valores más grandes y más dispersos, por la variabilidad que presenta este parámetro en los años evaluados.

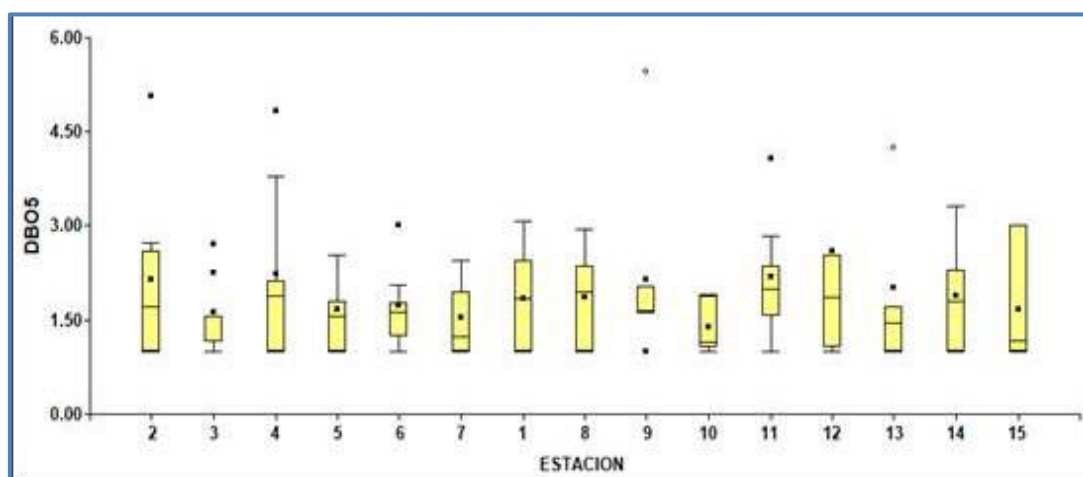


Figura 25. Diagrama para los sulfuros en la bahía de Supe (2008-2015)

En general, el DBO₅ en el periodo evaluado, presentó valores que se adecuaron a los ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece como límite 10 mg/l.

Coliformes termotolerantes. Respecto de los datos de coliformes termotolerantes, la estación 10 presentó valores más altos que se encuentran más dispersos que los pequeños; también se observaron valores atípicos en las estaciones 2, 3, 4, 5, 6 y 13, que no cumplen los requisitos de heterogeneidad, lejos de la tendencia general de los datos.

Esto se debe a que los coliformes termotolerantes presentaron valores extremos que oscilaron de <2 a $2,4 \times 10^5$ NMP/100mL. Las máximas concentraciones estuvieron focalizadas en la estación E-10, ubicada frente a las plantas pesqueras (figura 26); estas sobrepasaron lo señalado en los ECA, categoría 2, subcategoría 2, que establece como límite 30 NMP/100 ml. Los coliformes termotolerantes presentaron variaciones más notorias, asociadas con la actividad pesquera; mientras que en veda los valores fueron menores, según lo reportado para el periodo 2010-2012 (Orozco *et al.*, 2013).

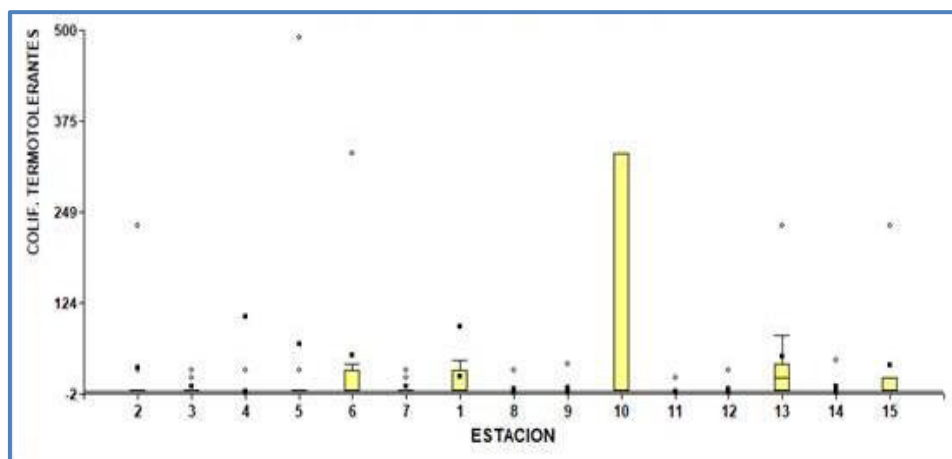


Figura 26. Diagrama para los coliformes termotolerantes en la bahía de Supe (2008-2015)

Sulfuros de hidrógeno. A lo largo de la bahía de Supe, los datos de sulfuros presentaron una distribución normal, simétrica en la mayoría de las estaciones evaluadas; solo las estaciones 2, 4, 11 y 13 presentaron valores atípicos que están lejos de la tendencia general de los datos (figura 27).

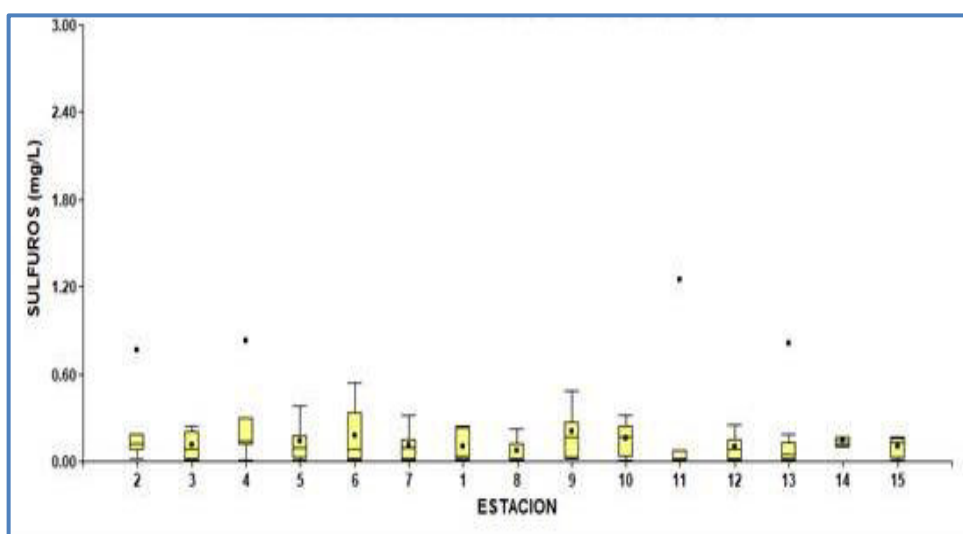


Figura 27. Diagrama para los sulfuros en la bahía de Supe (2008-2015)

En general, las concentraciones de sulfuros fueron menores a 0,05 mg/L en el periodo de estudio, que es el valor límite que fijan los ECA, categoría 2, subcategoría 2. Esto señala que no se registró una perturbación por material orgánico o algún tipo de descomposición. Puntualmente, se ha identificado un foco de concentración de sulfuros en la estación 11, ubicada frente a las plantas pesqueras; sin embargo, estos resultados contrastaron con las elevadas concentraciones registradas en enero de 1996, relacionadas con la anoxia que presentaba la zona de estudio en el momento de la evaluación (Jacinto *et al.*, 1998).

Hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos. Los hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos en la bahía de Supe presentaron una distribución asimétrica con valores extremos atípicos, que no cumplen los requisitos de heterogeneidad de los datos (figura 28).

Los hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos presentaron valores menores a 0,007 mg/l, que es el valor límite ECA, categoría 2, subcategoría 2.

En la validación estadística de los datos, realizada mediante el análisis de cajas (*boxplot*) de cada uno de los parámetros, para tener una visión general de la simetría de la distribución de los datos, se observó que la distribución no es simétrica; se detectaron

valores atípicos debido a la variabilidad oceanográfica por procesos naturales (El Niño y La Niña) y a los cambios de uso por actividades antropogénicas que pueden afectar la calidad de uso para las actividades de pesca y maricultura.

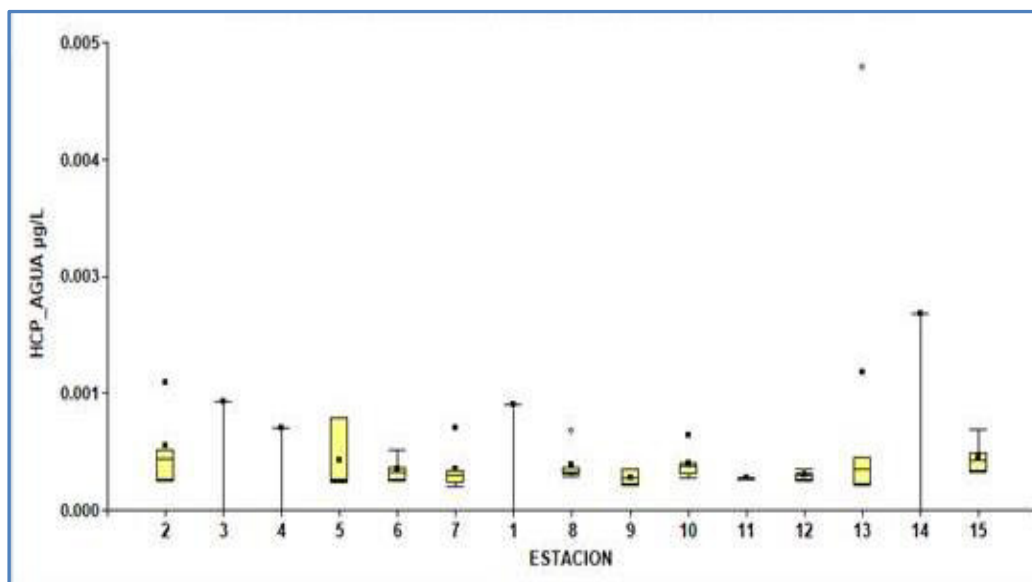


Figura 28. Diagrama para hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos en la bahía de Supe (2008-2015)

4.2.3 Análisis de componente principal

El *biplot* del análisis de componente principal (PCA) ayudó a emplear los datos con mayor varianza y eliminar los datos con baja varianza. Se aplicó para analizar la calidad marina de la bahía de Supe, sobre la base de trece parámetros recopilados de 2008 a 2015, distribuidos en los dos niveles (de superficie y fondo). En la figura 29, a nivel superficial, el *biplot* de ACP de las C1 y C2 explica el 48% de la variabilidad total de los datos; la primera CP muestra fosfatos, silicatos, DBO_5 y coliformes termotolerantes, y se puede apreciar un patrón de distribución espacial a las estaciones 11, 12 y 15, las que están influidas por las descargas de las aguas residuales domésticas e industriales de la bahía de Supe.

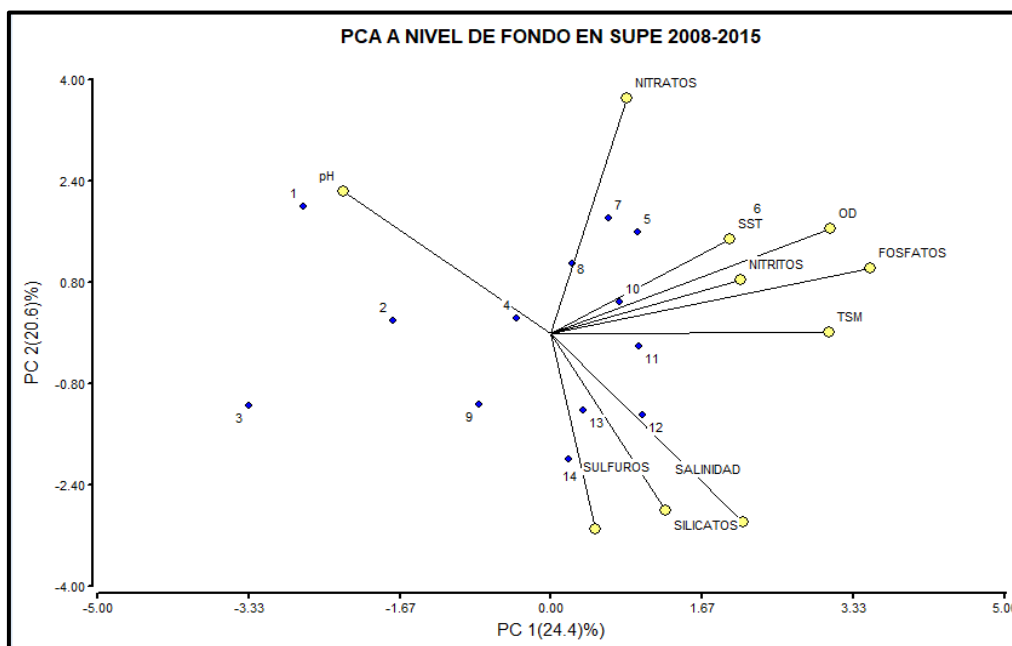


Figura 29. Análisis de componente principal de los parámetros fisicoquímicos en la bahía de Supe a nivel superficial

Por su parte, hacia el lado izquierdo del *biplot*, se observaron los parámetros como sólidos suspendidos, oxígeno, nitratos, temperatura, salinidad, aceites y grasas, y pH, asociados con los procesos biogeoquímicos y la circulación marina de esta área por la descarga de los ríos Pativilca y Fortaleza, así como por otras actividades relacionadas con actividades antropogénicas que se desarrollan en la línea costera.

El *biplot* de PCA de las C1 y C2 a nivel de fondo explica el 45% de la variabilidad total de los datos. Se observó un comportamiento diferente en superficie, pues los nitratos, sólidos suspendidos totales, oxígeno disuelto, nitritos y fosfatos tienen una mayor correlación, debido a la ubicación de las estaciones ubicadas en la zona centro (5, 6, 7, 8 y 10), en tanto que los sulfuros (figura 30) son más significativos en las estaciones 13 y 14, que están ubicadas en la zona sur de la bahía. El pH fue el único parámetro que mostró un comportamiento diferente, debido al sistema de corrientes y a los procesos biogeoquímicos que se producen en la zona costera (Graco *et al.*, 2007). El análisis del componente

principal de los datos también sustentó estos resultados y la relación que hay entre los parámetros de calidad acuática marina.

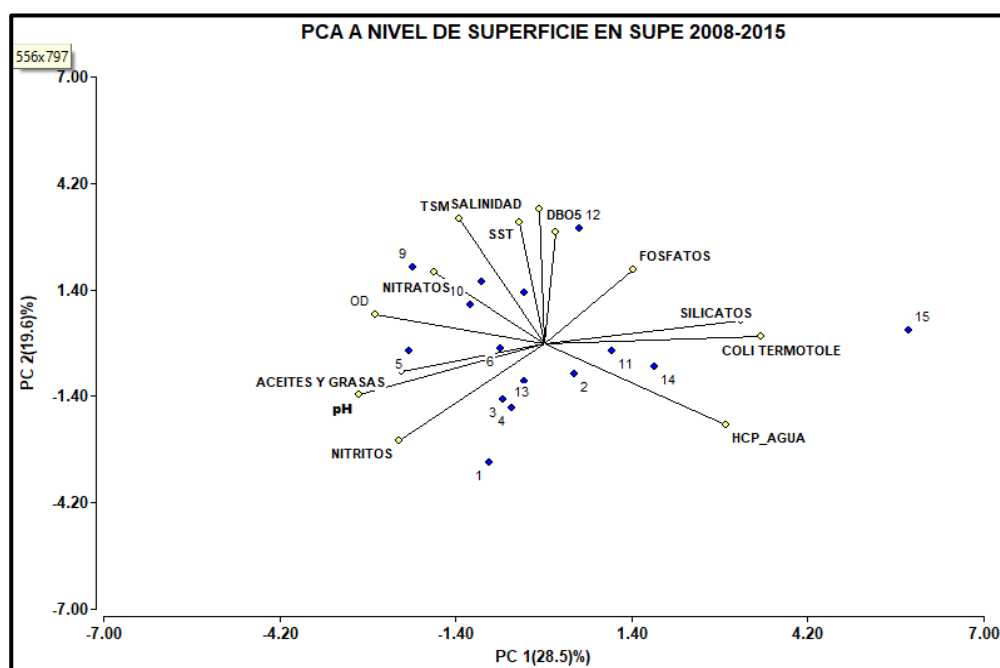


Figura 30. Análisis de componente principal de los parámetros fisicoquímicos en la bahía de Supe a nivel de fondo

4.3. Elaboración de los subíndices para el cálculo del Índice de Calidad Acuática Marina (ICAM-PE) para usos de pesca y maricultura en la bahía de Supe

Para el desarrollo del ICAM-PE, fue necesario elaborar las curvas de función de calidad para cada uno de los 10 parámetros, clasificados por sus características fisicoquímicas, utilizando el *software* Table Curve 2D para la construcción de los subíndices (anexo 8). Las curvas de función de los parámetros se elaboraron tomando en cuenta la escala de valoración de calidad de cada uno. Todos los valores de concentración se encontraron establecidos en la normativa peruana.

4.3.1. pH

El pH, junto con las concentraciones del oxígeno disuelto, es un parámetro importante como indicador del grado de afectación que puede presentar la calidad del agua marina por la influencia de agentes contaminantes, y permite identificar la fuente de contaminación como descarga de efluentes urbanos, industriales y mixtos.

El rango de pH de 6,5 a 8,5 es apropiado para la sobrevivencia de muchos sistemas biológicos; los valores fuera de estos límites, tanto superiores como inferiores, producen efectos tóxicos sobre la biota de las aguas marinas. Este intervalo fue considerado para elaborar el subíndice y la curva de transformación del pH, y según la normativa peruana (cuadro 3 y figura 31).

Cuadro 3. Subíndices de pH

Escala	Subíndice (qj)	pH
Óptima	90-100	7,8-8,5
Adecuada	70-90	7,4-7,8
Aceptable	70-50	7-7,4
Inadecuada	50-25	5-7
Pésima	0-25	4,5-5

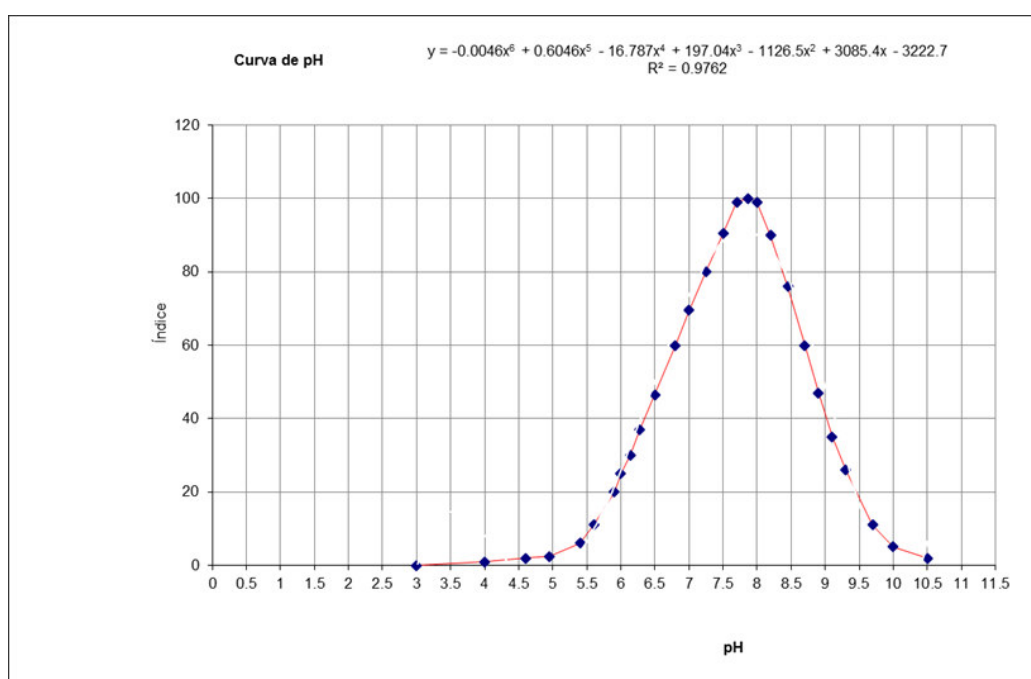


Figura 31. Curvas de función de calidad de pH de la bahía de Supe

4.3.2. Oxígeno disuelto

El sistema de afloramiento peruano es uno de los más productivos en el mundo, por lo que la pesquería de la anchoveta es el principal recurso hidrobiológico del Perú que contribuye al PBI (Graco et al., 2007). El oxígeno disuelto es uno de los parámetros más

importantes en la vida marina. Concentraciones entre 7,0 y 8,5 mg/L se consideran óptimas en agua de mar y tienen efecto sobre los recursos hidrobiológicos, la biodiversidad, el crecimiento, la reproducción y migración (Guillen y Flores, 1965).

Estas concentraciones sirvieron para elaborar la curva de función del oxígeno disuelto en la bahía de Supe (cuadro 4 y figura 32).

Cuadro 4. Subíndices de oxígeno disuelto

Escala	Subíndice	OD (mg/L)
Pésima	0-25	0-2,0
Inadecuada	25-50	2,0 - 4,0
Aceptable	50-70	4,0 - 6,0
Adecuada	70-90	6,0-7,0
Óptima	90-100	7,0-8,5

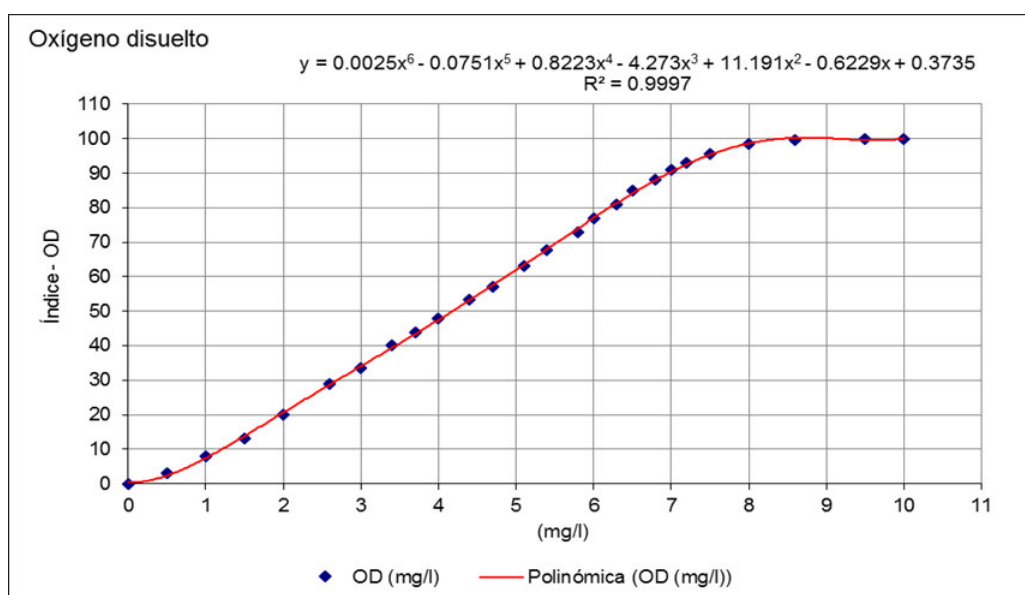


Figura 32. Curvas de función de calidad de oxígeno disuelto de la bahía de Supe

4.3.3 Nitratos

Los valores de nitratos en el ecosistema marina estuvieron influenciados por los aportes de las aguas de afloramiento costero, el sistema de los nutrientes propio de las aguas costeras frías frente al Perú (Zuta y Guillén, 1970; Graco *et al.*, 2007). El sistema de circulación del área evaluada fue determinante en las variaciones temporales, tales como

el estacional o el interanual. La curva de función de nitratos se elaboró según el valor límite establecido en la normativa peruana (cuadro 5 y figura 33).

Cuadro 5. Subíndices de nitratos

Escala	Subíndice	Nitratos (µg/L)
Óptima	100-90	0-15
Adecuada	90-70	15-30
Aceptable	70-50	30-40
Inadecuada	50-25	40-70
Pésima	25-0	> 70

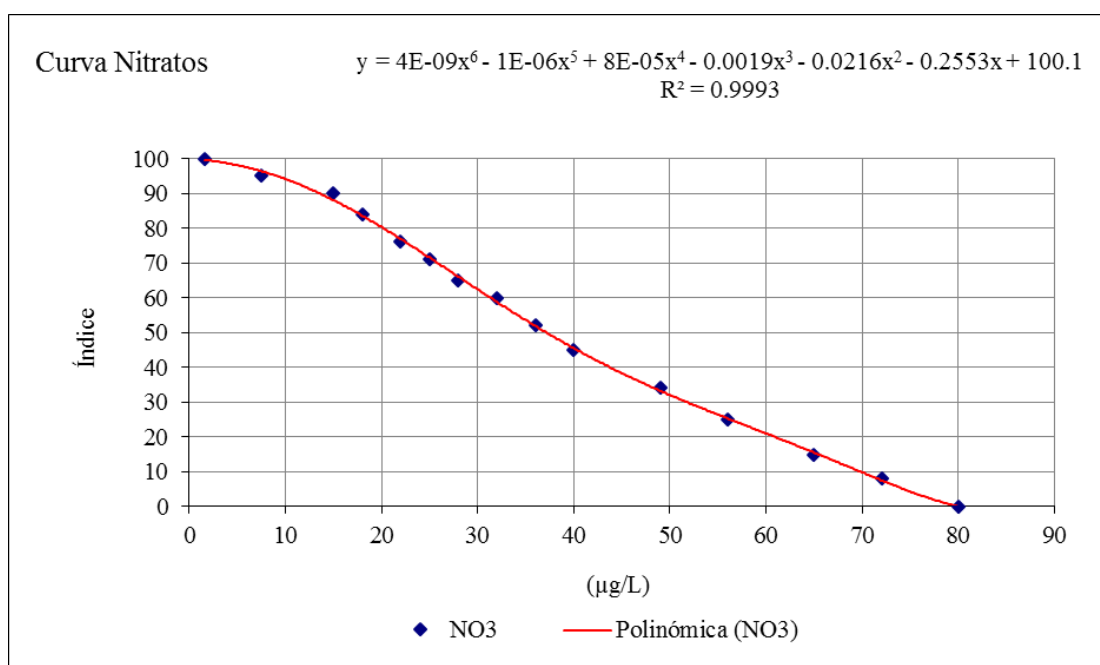
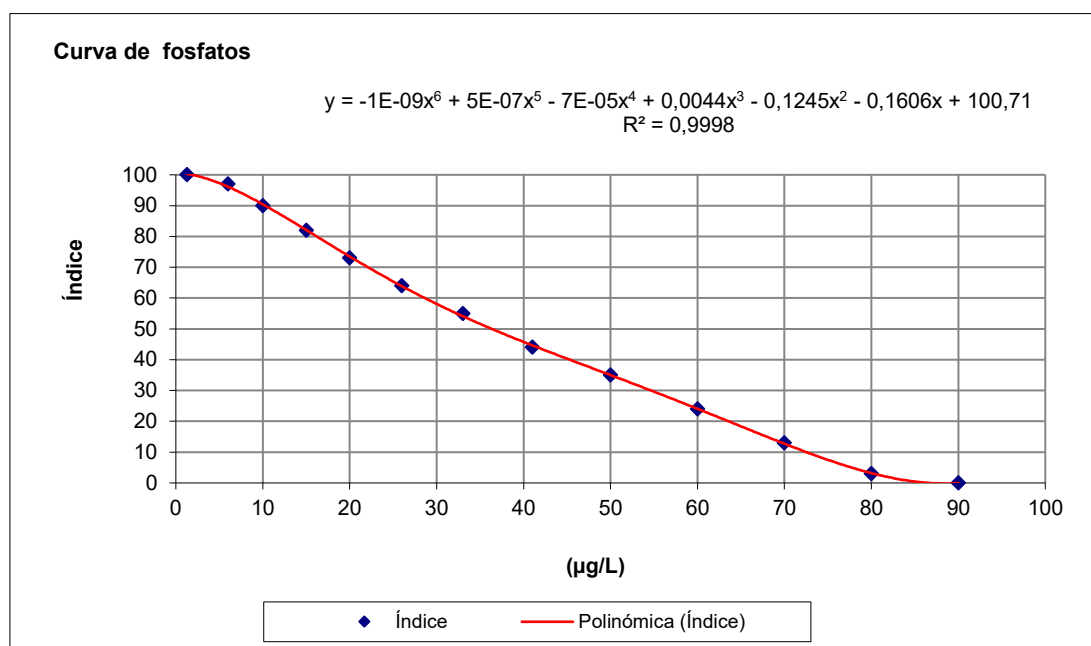


Figura 33. Curvas de función de calidad de nitratos de la bahía de Supe

Los aportes naturales de fósforo a los ecosistemas marinos se producen por fuentes de contaminación orgánica provenientes de aguas residuales de origen antropogénico, emisores submarinos frente a la zona industrial pesquera en la bahía de Supe. La curva de función de fosfatos se construyó teniendo en cuenta los valores que caracterizan las aguas marinas costeras frías del Perú y lo indicado en la normativa peruana, según el valor límite establecido (cuadro 6 y figura 34).

Cuadro 6. Subíndices de fosfatos

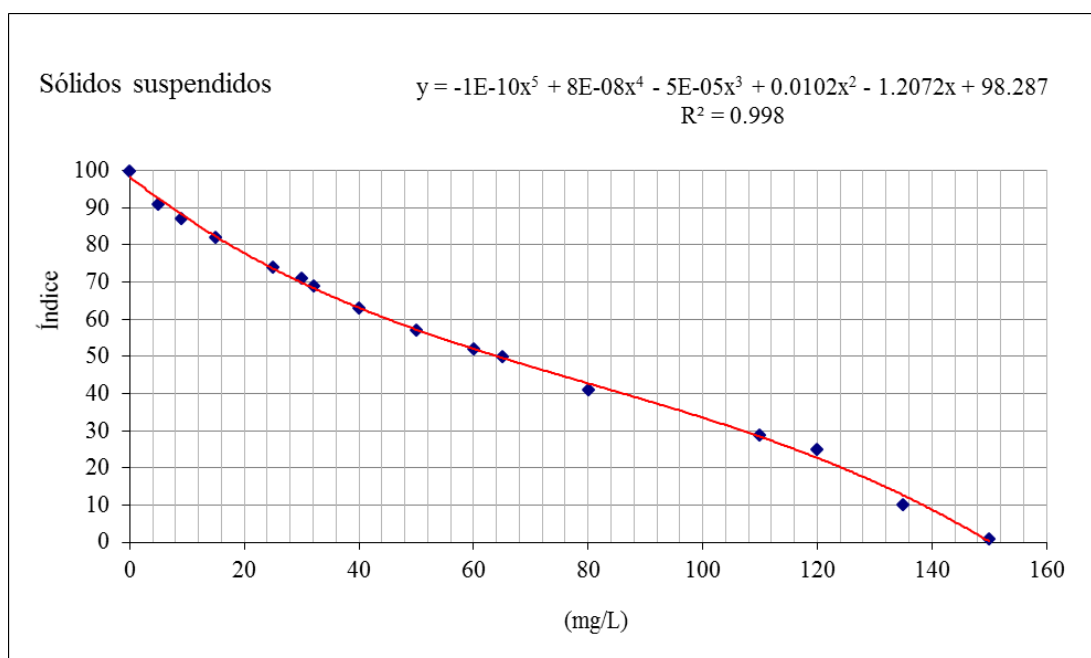
Escala	Subíndice	Fosfatos (µg/L)
Óptima	100-90	0-10
Adecuada	90-70	10-20
Aceptable	70-50	20-50
Inadecuada	50-25	50-80
Pésima	25-0	> 80

**Figura 34. Curvas de función de calidad de fosfatos de la bahía de Supe****4.3.5. Sólidos suspendidos totales**

Es fundamental medir los sólidos suspendidos totales debido a que los contaminantes, tanto químicos como microbiológicos, se transportan a través de estas partículas en el medio marino-costero. En Supe, se registraron concentraciones mayores a 100mg/l en los años 2010 y 2012, en la estación 2, en el área de influencia del río Fortaleza (Orozco et al., 2013). La curva de función de este parámetro se elaboró tomando en cuenta el valor límite ECA, que debe mantener el promedio en 60 mg/L (cuadro 7 y figura 35).

Cuadro 7. Subíndices de sólidos suspendidos totales

Escala	Subíndice	SST mg/L	
Óptima	0-10	0-10	Límite S Methods
Adecuada	10-25	10-25	Límite norma peruana maricultura (cat 2.: Moluscos)
Aceptable	25-50	25-50	Límite aceptable acuicultura
Inadecuada	50 -80	50-80	Percentil 75
Pésima	>100	>100	Percentil 90

**Figura 35. Curvas de función de calidad de sólidos suspendidos disueltos en la bahía de Supe****4.3.6. Aceites y grasas**

Este es un parámetro de calidad ambiental cuyas altas concentraciones en las aguas marino-costeras están asociadas con el transporte marítimo como agente causal, en especial la contaminación por hidrocarburos en la zona industrial y el puerto de Supe (Orozco, 2014). Para la determinación cuantitativa de grasas y aceites, se utilizó el método de partición gravimétrica. Según la normativa peruana, en aguas marinas para la extracción

y cultivo de otras especies hidrobiológicas, el valor máximo debe ser de 1,00 mg/l (cuadro 8 y figura 36).

Cuadro 8. Subíndices de aceites y grasas

Escala	Subíndice	Aceites y grasas (mg/L)	
Óptima	100-90	0,34	
Adecuada	90-70	0,67	
Aceptable	70-50	1,00	ECA
Inadecuada	50-25	1,33	
Pésima	25-0	1,66	

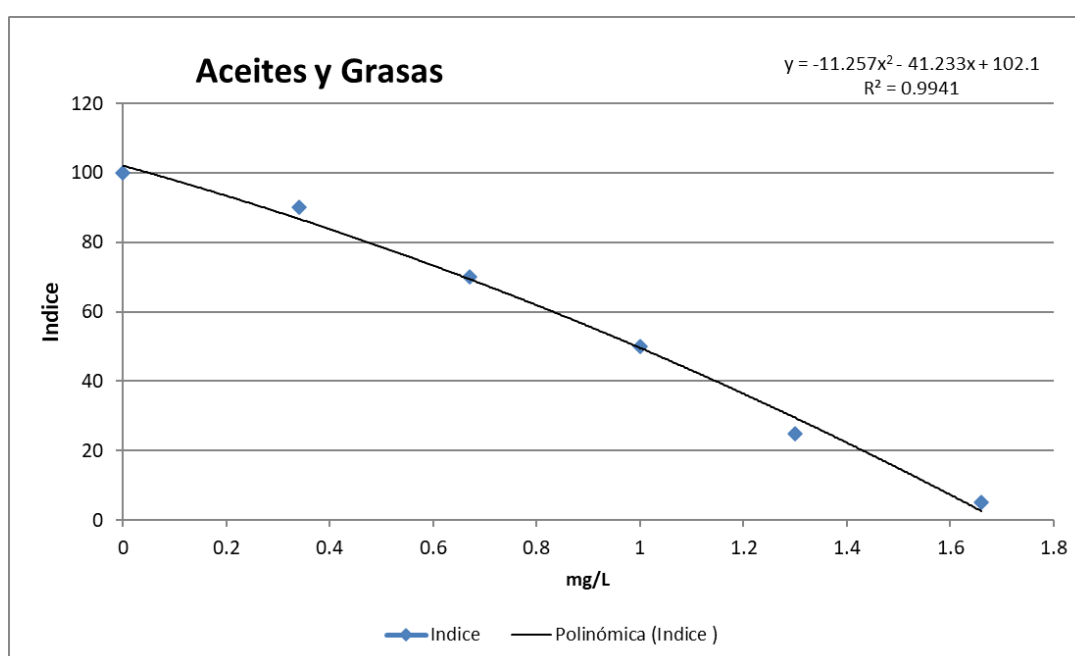


Figura 36. Curvas de función de calidad de aceites y grasas en la bahía de Supe

4.3.7. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La DBO₅ es el oxígeno disuelto consumido bajo condiciones específicas por oxidación biológica de la materia orgánica o inorgánica en aguas naturales, subterráneas, para consumo humano, efluentes (ISO, 1983), como en el caso de las aguas costeras de la bahía de Supe (Orozco *et al.*, 2013; Orozco, 2014). La curva de función de la demanda

bioquímica de oxígeno se elaboró tomando en cuenta el valor límite ECA, que establece un valor límite de 10 mg/ (cuadro 9 y figura 37).

Cuadro 9. Subíndices de DBO₅

Escala	Subíndice	DBO ₅	
Óptima	100-90	<2	Límite S Methods
Adecuada	90-70	2,0-4,0	Percentil 75
Aceptable	70-50	4,0-6,0	Percentil 95
Inadecuada	50-25	6,0-8,0	Percentil 98
Pésima	25-0	>8,0	ECA

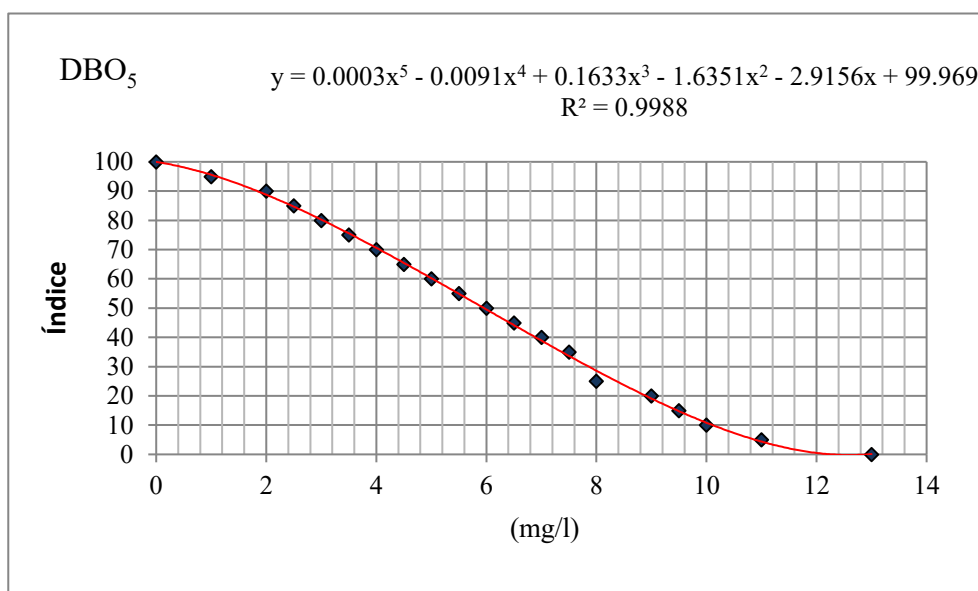


Figura 37. Curvas de función de calidad de demanda bioquímica de oxígeno en la bahía de Supe

4.3.8. Coliformes termotolerantes

Los coliformes termotolerantes son considerados un organismo indicador de contaminación fecal; están relacionados con el equilibrio de las necesidades de las ciudades costeras, la población y la salud. En la bahía de Supe, este indicador es elevado debido a las descargas de aguas residuales del río Pativilca y de fuentes puntuales existentes en el puerto de Supe (Orozco et al., 2013; Orozco, 2014). La curva de función

para coliformes termotolerantes se construyó considerando el valor límite establecido como valor límite 30 NMP/100ml, según la normativa peruana, en aguas marinas para la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas (cuadro 10 y figura 38).

Cuadro 10. Subíndices de coliformes termotolerantes (CTT)

Escala	Subíndice	CTT NMP/100 mL	
Óptima	100-90	<2	Límite Standard Methods
Adecuada	90-70	14	Límite del ECA para maricultura
Aceptable	70-50	30	Límite del ECA para pesca y maricultura
Inadecuada	50-25	200	percentil 75
Pésima	25-0	1000	percentil 90

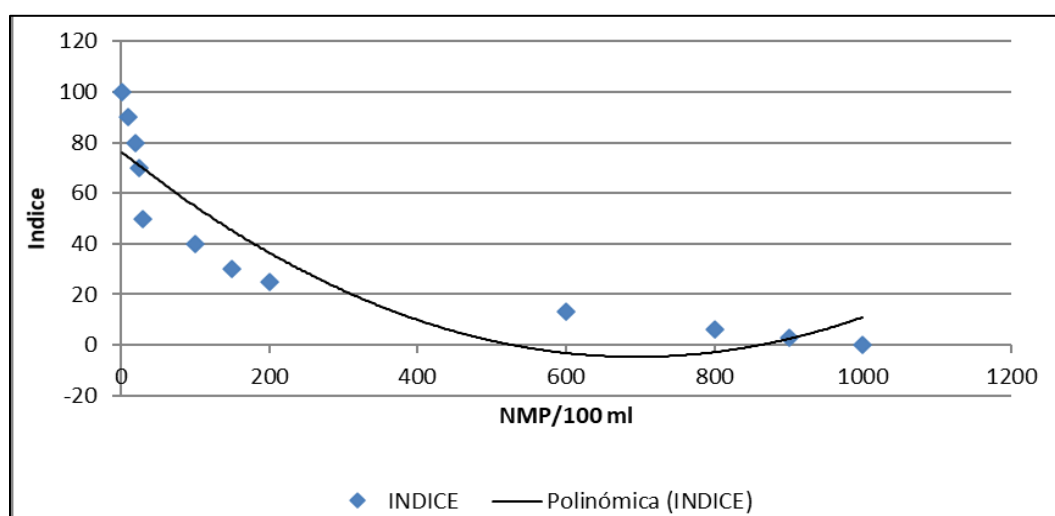


Figura 38. Curvas de función de calidad de los coliformes termotolerantes en la bahía de Supe

4.3.9. Sulfuros

Los valores elevados de sulfuros en el agua de mar pueden afectar los procesos naturales de los organismos vegetales y algunas bacterias, lo que ocasiona eventos de mortalidad en altas concentraciones en el medio acuático marino (Korhonen *et al.*, 2012.).

En el puerto de Supe, este parámetro indica contaminación principalmente a nivel de fondo, donde se han registrado valores elevados en estaciones ya identificadas frente a la zona industrial, en las plantas pesqueras y el puerto (Jacinto *et al.*, 1998; Orozco *et al.*, 2013). Se han registrado valores cercanos al ECA 2, categoría de extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas marino-costeras (0,05 mg/L). Este parámetro está asociado con la disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto. La elaboración de las curvas de función se realizó con base en los valores de la normativa ambiental, en 0,05 mg/L (cuadro 11 y figura 39).

Cuadro 11. Subíndices de sulfuros

Escala	subíndice	Sulfuros (mg/L)	
Óptima	100-90	0-0,06	
Adecuada	90-70	0,06-0,065	
Aceptable	70-50	0,065-0,07	ECA
Inadecuada	50-25	0,07-0,1	
Pésima	25-0	> 0,1	

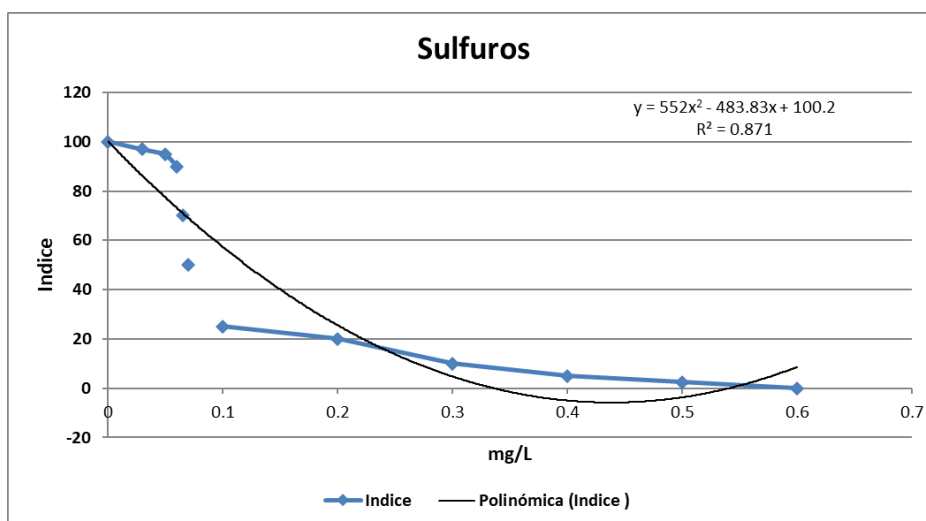


Figura 39. Curvas de función de calidad de los sulfuros en la bahía de Supe

4.3.10. Hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos

Los hidrocarburos de petróleo y sus productos tienen diferente grado de toxicidad; la fracción de hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos es la que más se evalúa,

porque que es la más tóxica para el medio marino. En 2008, 2010 y 2011, la bahía de Supe presentó valores elevados que superaron el límite vigente; los demás años evaluados presentaron valores bajos. La curva de función para HDD se construyeron con base en los valores establecidos en la normativa peruana, que establece como valor aceptable 0,07 mg/l (cuadro 12, figura 40).

Cuadro 12. Subíndices de hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos (HDD)

Escala	Subíndice	HDD	
Óptima	100-90	0,0060	
Adecuada	90-70	0,0065	
Aceptable	70-50	0,0070	ECA
Inadecuada	50-25	0,0100	
Pésima	25-0	0,1000	

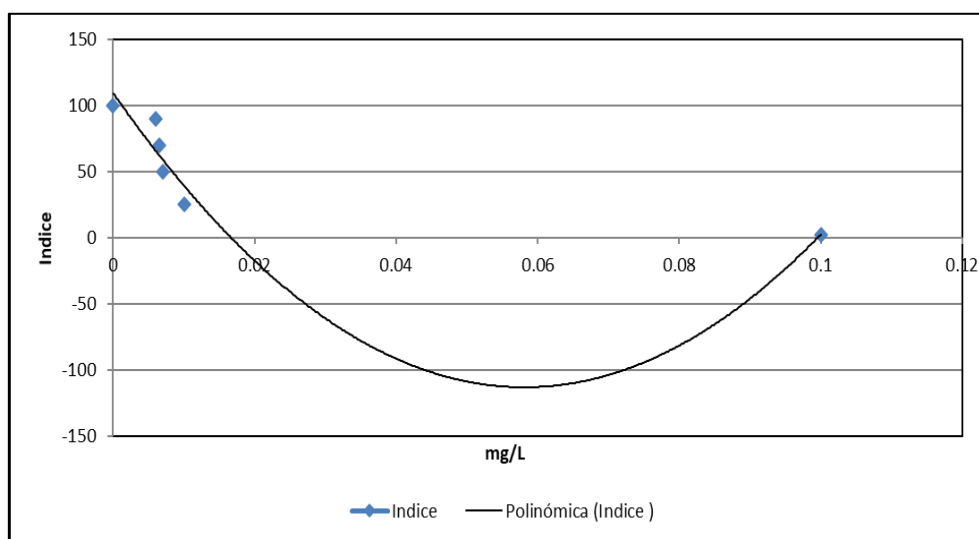


Figura 40. Curvas de función de calidad de hidrocarburos disueltos y dispersos de petróleo en la bahía de Supe

En el desarrollo de estos índices se han utilizado diversos parámetros fisicoquímicos, de contaminación, biológicos, de diversidad biológica, así como de 4 a 5 escalas de clasificación de calidad de agua, estuarina y continental (Torres *et al.*, 2009; Samboni-Ruiz *et al.*, 2007). En general, el diseño de estos índices obedece a los objetivos de calidad que se desea alcanzar. Se construyeron curvas de función de calidad para cada uno de los parámetros utilizando ecuaciones matemáticas, teniendo en cuenta la revisión

bibliográfica realizada y la normativa nacional, con el objetivo de que cada variable refleje la calidad del agua. Para el ajuste de las curvas de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos empleados para la determinación del ICAM-PE, se utilizaron curvas polinómicas o logarítmicas, con el fin de elegir el ajuste que presentaba un R^2 más cercano a 1.

4.4. Aplicación del índice en las aguas costeras de la bahía de Supe para las actividades de pesca y maricultura

4.4.1. Determinación de los valores de los subíndices de calidad de agua en las estaciones evaluadas a nivel superficial y de fondo en la bahía de Supe

Los resultados de la aplicación de la metodología utilizada en el presente trabajo se muestran en el anexo 6, el cual contiene los valores de los subíndices calculados a partir de las gráficas funcionales presentadas en el ítem 4.3, a partir de la interpolación de datos de los diez parámetros.

En el caso de las escalas y subíndices de calidad del agua costera, para cada parámetro se presentó una escala de colores, la cual cuenta con una calificación de cinco categorías que se simbolizan con un color (cuadro 13). Los resultados van de óptima a pésima, y se usaron para determinar condiciones en las estaciones de la bahía de Supe.

A nivel de superficie, el ICAM-PE varió de 42,0 a 81,0; en la estación 10 se presentó el valor más bajo, con un promedio obtenido de 70,1. Con el 67% es adecuada, el 27% es aceptable y el 6% es inadecuado. Los valores obtenidos permiten calificar la bahía de Supe como un área que posee una calidad de agua adecuada y conserva buenas condiciones, con pocas restricciones.

De los resultados analíticos, se ha observado un foco de contaminación en la estación 10 más costera de la bahía, ubicada en la bocana del río Pativilca, debido a elevados valores de sólidos suspendidos totales. Asimismo, se detectaron focos de contaminación orgánica en las estaciones más costeras, debido a los altos valores de

coliformes termotolerantes, sólidos suspendidos totales y nitratos que sobrepasan al valor límite valor límite ECA establecido, debido a la descarga de las aguas del río Pativilca en la zona centro y la presencia de las plantas pesqueras en la zona sur.

Cuadro 13. Índice de calidad acuática marina (ICAM-PE) a nivel de superficie en la bahía de Supe

Estación	Escala de calidad	Color	Descripción	ICAM-PE
1	Adecuada		Agua de buena calidad para la vida acuática	77,3
2	Aceptable		La calidad del agua tiene pocas restricciones de uso.	58,5
3	Aceptable			67,9
4	Adecuada		Agua de buena calidad para la vida acuática	81,0
5	Aceptable		La calidad del agua tiene pocas restricciones de uso.	59,9
6	Adecuada		Agua de buena calidad para la vida acuática	74,9
7	Adecuada			74,7
8	Adecuada			80,9
9	Adecuada			75,1
10	Inadecuada		La calidad de aguas tiene muchas restricciones de uso.	42,0
11	Aceptable		La calidad del agua tiene pocas restricciones de uso.	52,0
12	Adecuada		Agua de buena calidad para la vida acuática	71,3
13	Adecuada			80,8
14	Adecuada			80,6
15	Adecuada			74,6

70,1

Fuente. Elaboración propia

En el cuadro 14 se observan resultados del ICAM-PE a nivel de fondo: el índice varió de 27,9 a 83,7; con un promedio obtenido de 61,0; donde de acuerdo con el valor del Índice en las estaciones evaluadas, el 20% fue adecuada, 60% es aceptable, 13% es

inadecuada y 7% fue pésima. El valor promedio obtenido a nivel de fondo califica a la bahía de Supe como un área que posee una calidad de agua aceptable y conserva buenas condiciones con pocas restricciones.

Cuadro 14. Índice de Calidad Acuática Marina (ICAM-PE) a nivel de fondo en la bahía de Supe

Estación	Escala de calidad	Color	Descripción	ICAM-PE
1	Aceptable		La calidad del agua tiene pocas restricciones de uso.	62,2
2	Aceptable			67,7
3	Aceptable			64,5
4	Adecuada		Agua de buena calidad para la vida acuática	83,3
5	Adecuada			83,7
6	Aceptable		La calidad del agua tiene pocas restricciones de uso.	67,0
7	Aceptable			53,1
8	Aceptable			58,7
9	Inadecuada		La calidad de aguas tiene muchas restricciones de uso.	45,5
10	Adecuada		La calidad del agua tiene pocas restricciones de uso.	54,2
11	Aceptable		Agua de buena calidad para la vida acuática	79,2
12	Inadecuada		La calidad de aguas tiene muchas restricciones de uso.	41,0
13	Adecuada		La calidad del agua tiene pocas restricciones de uso.	62,6
14	Adecuada			64,4

15	Pésima	Aguas de pésima calidad, con restricciones para un uso adecuado.	27,9
61,0			

Fuente. Elaboración propia.

4.4.2. Representación geográfica del ICAM-PE

La representación geográfica del ICAM-PE se realizó utilizando el Sistema de Información Geográfica, porque se cuenta con los valores de los índices de cada una las estaciones evaluadas, como los que se detallan en los cuadros 13 y 14 para cada una de las estaciones, de manera que se pueden identificar gráficamente las áreas de mayor afectación.

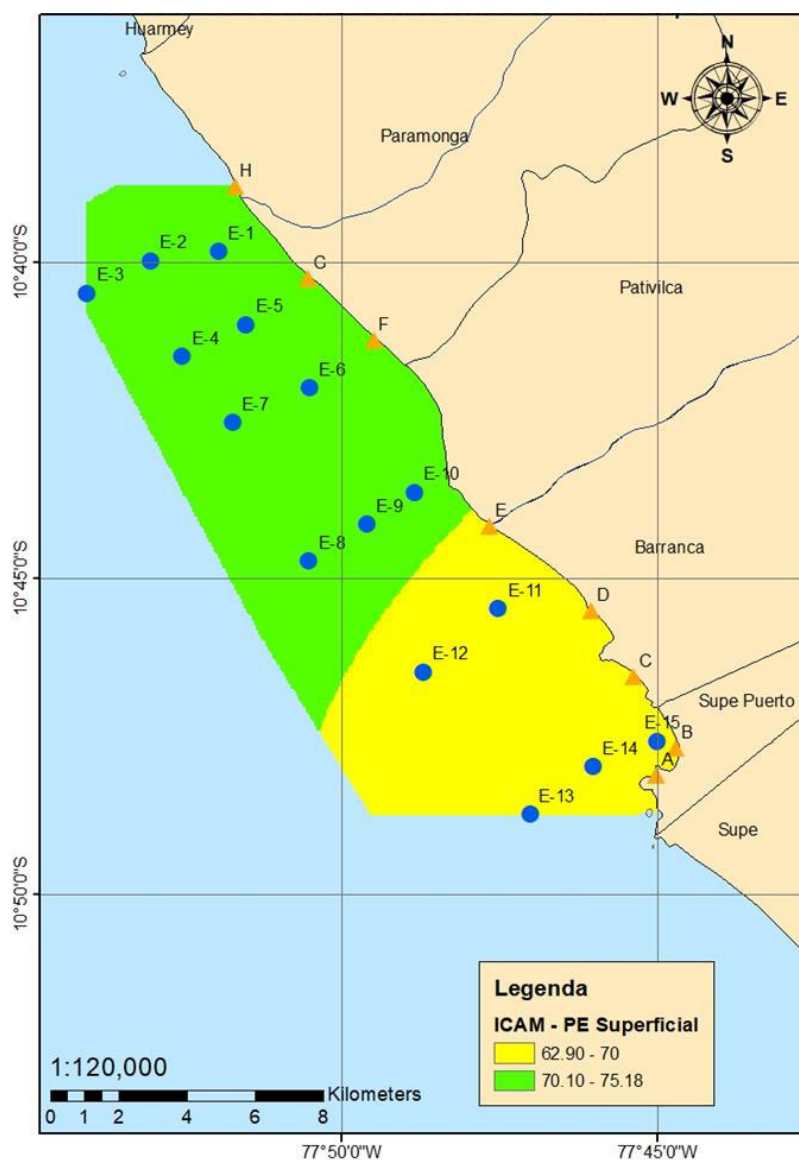


Figura 41. Distribución horizontal del ICAM en la bahía de Supe a nivel superficial

Se observa que, a nivel de superficie, se determinan dos zonas: una comprendida entre los ríos Pativilca y Fortaleza (figura 41), que presenta una calidad de agua adecuada para la vida acuática, y otra en la zona centro hacia el sur, en el puerto de Supe, que muestra una calidad de agua aceptable.

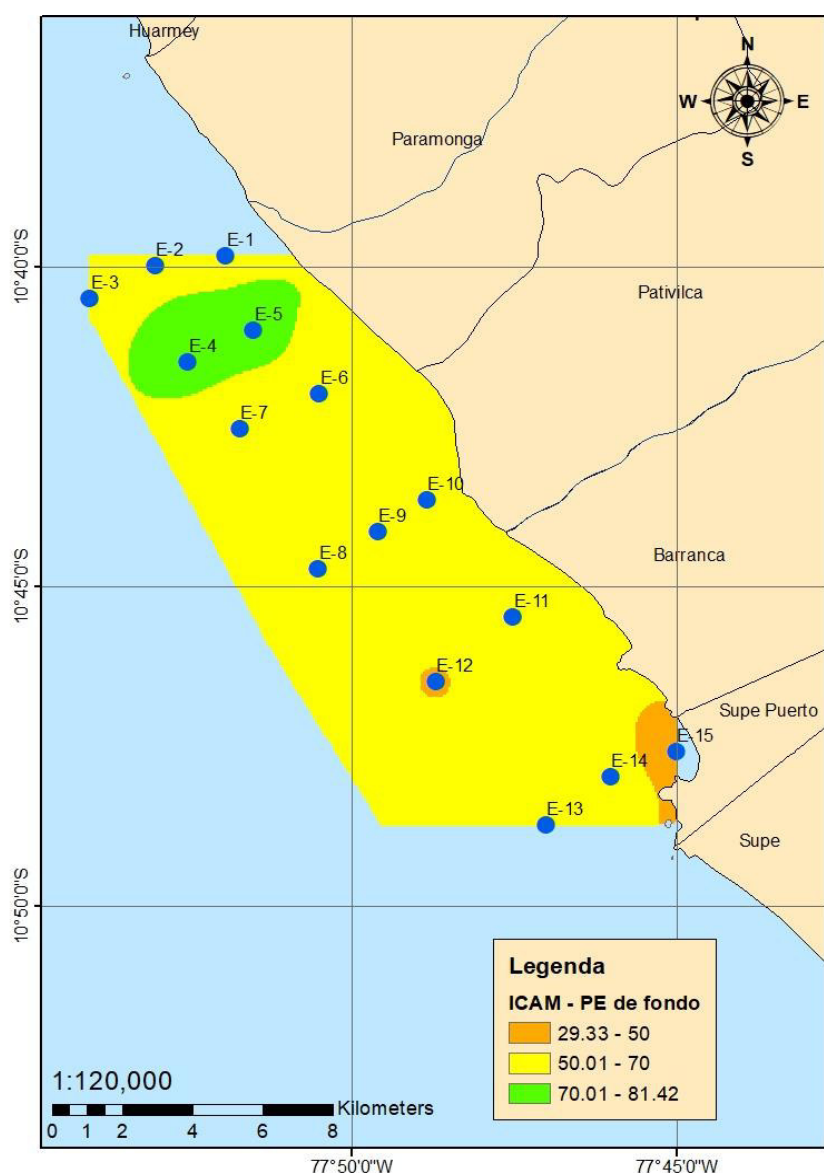


Figura 42. Distribución horizontal del ICAM en la bahía de Supe a nivel de fondo

A nivel de fondo, se observó que el ICAM-PE permite diferenciar tres zonas: una, ubicada hacia el norte, frente al río Fortaleza, con calidad de agua (figura 42) en buenas condiciones para la vida acuática; la segunda, que abarca una gran extensión de área en el fondo, con una calidad de agua que conserva buenas condiciones con pocas restricciones; y, la tercera, en la zona sur, a 2 millas frente a las plantas pesqueras y al puerto de Supe, que muestra una calidad que presenta muchas restricciones de uso.

Con los resultados gráficos obtenidos del ICAM-PE en la bahía de Supe, se pueden identificar las áreas de mayor afectación, así como las causas y las fuentes de contaminación en esta zona. Según Marín (2001), con los valores obtenidos del índice, se pueden proponer medidas alternativas de monitoreo, seguimiento, evaluación y aplicación para el manejo del estado de contaminación de las áreas afectadas. Esto con base en la distribución espacial del ICAM-PE, que permite identificar zonas homogéneas en la bahía de Supe, como áreas que poseen una calidad de agua aceptable y conservan buenas condiciones con pocas restricciones, a nivel superficial y de fondo, que pueden ser clasificadas como comparativamente similares, aunque los valores promedio del ICAM-PE son diferentes.

Respecto de los indicadores integrados, son útiles para evaluar el progreso y sirven para comprender, proporcionar alertas tempranas o para predecir tendencias (Gallopín, 2006; Escobar, 2008). Las zonas costeras donde desembocan ríos son receptoras de aguas dulces que pueden contener sustancias contaminantes (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007), las cuales causan un impacto sobre la calidad de los ecosistemas marinos. Asimismo, la distribución espacial de los índices de menor valor en este estudio muestra las áreas más impactadas.

Para construir el índice de calidad acuática marina, se eligieron los parámetros monitoreados considerando el uso que se pretende dar a las aguas costeras de la bahía de Supe (Quintero-Rendón *et al.*, 2010). En la presente investigación, se eligió y se adaptó la fórmula de Invemar (Vivas-Aguas y Navarrete-Ramírez, 2014) a la realidad peruana, por

lo que se desarrolló el índice de calidad acuática marina (ICAM-PE) para los usos de pesca y maricultura. Las categorías de clasificación fueron cinco: Pésima, Inadecuada, Aceptable, Adecuada y Óptima, las que se simbolizan con un color y permitieron clasificar las estaciones en la bahía de Supe con base en el valor del índice a nivel superficial y de fondo. Gráficamente, también se pueden zonificar áreas; a nivel superficial, la bahía presenta dos zonas: i) centro-norte, de categoría “Adecuada”, que indica aguas con buenas condiciones para la vida acuática y ii) la zona centro-sur, de categoría “Aceptable”, de aguas que conservan buenas condiciones con pocas restricciones de uso.

A nivel de fondo, se identificaron tres zonas: i) focalizada en la zona norte, a 2 millas de distancia de la costa, de categoría “Adecuada”; ii) por el contrario, es una zona que abarca una gran extensión de la bahía, que indica aguas de calidad “Aceptable”; y iii) la tercera zona, ubicada en la zona sur, muy pegada a la costa, de categoría “Inadecuada”, que indica aguas que presentaron muchas restricciones de uso.

4.5. Hipótesis

4.5.1. Hipótesis general

Los índices numéricos integrados de calidad acuática marina aplicables para evaluar las características ambientales en la bahía de Supe, para los usos de pesca, acuicultura y conservación de las aguas marinas y costeras, son los mismos a nivel superficial y de fondo.

4.5.2. Hipótesis específicas

- Los índices de calidad acuática son los mismos que se utilizan en el Perú y el mundo.
- Los índices de calidad acuática marina son aplicables en el desarrollo de la pesca y la acuicultura del área marina y costera de Supe.
- Las variables cuantitativas del índice de calidad ambiental y el desarrollo de las actividades de pesca y acuicultura no varían en el área marina costera de Supe.

- Los índices de calidad acuática marina son aplicables para aguas donde se desarrolla actividades de pesca y maricultura en el Perú.

4.5.3. Pruebas de hipótesis

Con relación a la primera hipótesis, se ha diseñado una gran cantidad de índices para caracterizar los cuerpos de agua superficial, principalmente continentales y estuarinos, como ríos, lagos y lagunas. Se observa un desarrollo de indicadores que han tenido un incremento lineal decadal (figura 4) y, en algunos casos, se pueden combinar y adaptar a los diferentes parámetros utilizados en la formulación del índice. Estos variaron de 3 a 23 variables sobre condiciones ambientales de cada ecosistema acuático.

Sobre la segunda hipótesis, para el periodo 2008-2015, la distribución de los parámetros de calidad acuática evaluados en las estaciones de invierno y primavera en la bahía de Supe presentaron una variabilidad de acuerdo con las condiciones oceanográficas locales. En las figuras 6 y 18 se observa que cada parámetro muestra un comportamiento diferenciado por zona (norte, centro y sur) y se determinó que las estaciones de la zona sur estuvieron afectadas por elevadas concentraciones de contaminantes, como sólidos suspendidos totales y coliformes termotolerantes, asociados con las actividades antrópicas en la zona sur frente a la planta pesquera (estación 15) y la zona de influencia del río Pativilca (estación 4).

Durante los años 2008 al 2015, se ha observado una notable variabilidad en los datos cuantitativos en la bahía Supe. Para analizar esta variabilidad, se llevó a cabo un análisis estadístico que incluyó la evaluación de la varianza de los datos y un análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés). En la Figura 29, se presenta el biplot de ACP a nivel superficial, el cual explica el 48% de la variabilidad total de los datos. La primera componente principal (CP) muestra una asociación entre fosfatos, silicatos, DBO5 y coliformes termotolerantes, y revela un patrón de distribución espacial en las estaciones 11, 12 y 15, las cuales se ven afectadas por las descargas de aguas residuales en la bahía de Supe.

Por otro lado, parámetros como sólidos suspendidos, oxígeno disuelto, nitratos, temperatura, salinidad, aceites y grasas, y pH están relacionados con los procesos biogeoquímicos y la circulación marina en esta área, los cuales son influenciados por las descargas de los ríos Pativilca y Fortaleza..

A nivel de fondo, el PCA de C1 y C2 explica el 45% de la variabilidad total de los datos. Se observó un comportamiento diferente en los nitratos, sólidos suspendidos totales, oxígeno disuelto, nitritos y fosfatos, pues tienen una mayor correlación debido a la ubicación de las estaciones ubicadas en la zona centro (figura 30). Los sulfuros fueron más significativos en las estaciones de la zona sur.

Respecto de la cuarta hipótesis, sobre el análisis del ICAM-PE de las estaciones de muestreo a nivel superficial y de fondo, se elaboró un diagrama de cajas para analizar la distribución de los datos cuantitativos de los índices obtenidos en cada estación.

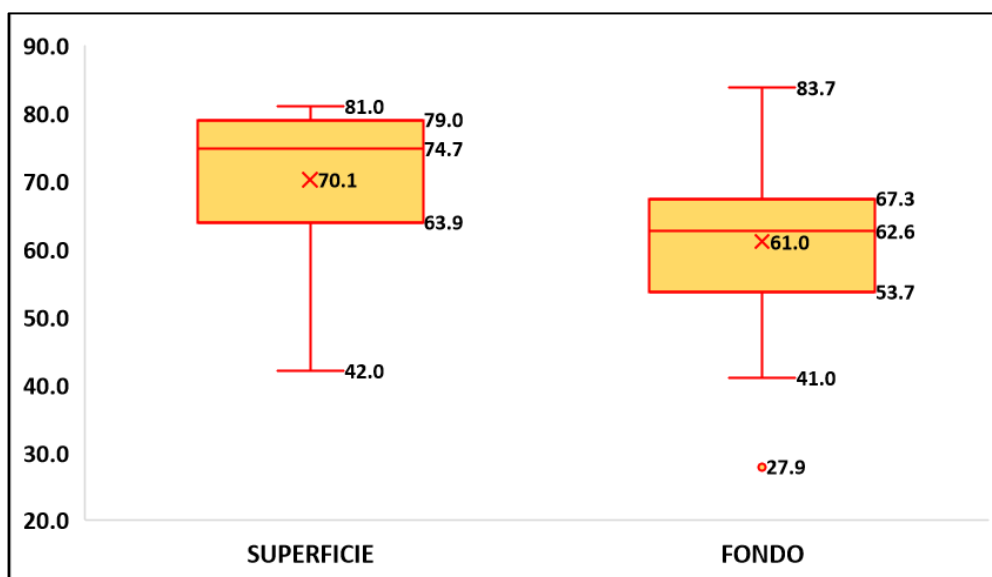


Figura 43. Comparación del ICAM-PE a nivel superficie y de fondo de la bahía de Supe

En la figura 43, se observó que las dos cajas no se traslapan, pues las muestras presentaron dispersiones diferentes, es decir, la mayor parte de sus datos tienen valores diferentes a nivel superficie y fondo. La distribución de los valores del índice es asimétrica

negativa, lo cual indica que los índices a nivel de superficie y de fondo en la bahía son diferentes.

Lo señalado se debe a la alta variabilidad de los datos producida por las presiones sobre el ecosistema marino de la bahía por actividades como la pesquera industrial (época de veda y pesca) y procesos naturales como el fenómeno de El Niño. Esta variabilidad ya ha sido observada en otras investigaciones.

Durante el periodo evaluado, los valores de coliformes termotolerantes DBO_5 , sólidos suspendidos totales y sulfuros sobrepasaron los valores límites establecidos en el ECA. Para corroborar esta observación, se realizó una prueba t de Student considerando la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas entre los índices en superficie y fondo (cuadro 15).

Considerando:

H_0 : No existen diferencias significativas entre los índices en superficie y fondo en la bahía de Supe.

H_1 : El ICAM-PE es diferente a nivel de superficie y de fondo en la bahía de Supe.

$\alpha = 0,05$ nivel de significancia

Cuadro 15. Prueba de hipótesis

Prueba t de Student Bahía de supe a nivel de superficie y fondo				
Bahía de Supe	$t_{\text{calculada}}$	gl	Sig. (bilateral)	α (Nivel de Sig)
Superficie y fondo	-0,168	14	0,86897	0,05

Los resultados muestran que las diferencias son significativas a un $p = 0,86897$, mayor que el valor crítico considerado ($p = 0,05$). Por tanto, se rechaza la hipótesis nula y se acepta que las variaciones entre los índices en superficie y fondo son significativamente diferentes.

CAPÍTULO 5: IMPACTOS

5.1. Propuesta para la solución del problema

Los resultados de esta investigación subrayan la urgencia de desarrollar una propuesta que aborde las concentraciones de los parámetros de calidad acuática en la bahía de Supe, alineadas con los estándares establecidos por la normativa peruana. Esta iniciativa permitirá discernir las zonas afectadas y no afectadas por las actividades antropogénicas a lo largo de la línea costera.

La aplicación del Índice de Calidad Acuática Marina (ICAM-PE) facilitará una evaluación rápida de la calidad del agua y la identificación de áreas con niveles elevados de contaminación, lo que limita su utilidad para diversas actividades productivas. Esta herramienta capacitará a los responsables de la toma de decisiones para implementar medidas de gestión destinadas a preservar la calidad del medio ambiente marino, especialmente en el ámbito de la pesca y la maricultura, así como en actividades recreativas y turísticas, entre otras.

Además, posibilitará un diagnóstico actualizado del área marina, al informar sobre la viabilidad de la explotación comercial en una zona mediante la autorización o denegación correspondiente. A través del análisis de los datos recopilados, se podrán examinar las variaciones influenciadas tanto por procesos naturales (por ejemplo, afloramientos costeros y las mareas rojas) como por eventos anómalos (especialmente, El Niño y La Niña), y así se diferenciarán los efectos de la eutrofización causada por actividades humanas.

5.2. Costos de implementación de la propuesta

La logística requerida para un sistema de monitoreo ambiental, que incluye personal de campo, analistas de laboratorio, instrumentos de medición e insumos químicos, representa un costo considerable. Estos elementos son indispensables y se contemplan en los gastos asociados con la implementación de esta propuesta. Para validar el ICAM-

PE, es fundamental realizar un monitoreo exhaustivo de los parámetros fisicoquímicos, contaminantes químicos y microbiológicos, a fin de generar una base de datos sólida que respalde la determinación del índice para la pesca y la maricultura. La información obtenida se validará estadísticamente y podrá aplicarse a otras áreas para respaldar las estrategias de gestión.

5.3. Beneficios que aporta la propuesta

La implementación del ICAM-PE permitirá identificar las tendencias de la calidad del agua a lo largo del tiempo y localizar las áreas problemáticas en la zona costera de Supe. Este enfoque podría extenderse a otros ecosistemas costeros del Perú. Además, al priorizar evaluaciones más detalladas de la calidad del agua, se promoverá el desarrollo de la pesca de manera segura y sostenible.

Esta propuesta también mejorará la comunicación con el público y aumentará la conciencia ambiental sobre las condiciones de calidad del agua al incorporar los últimos avances científicos disponibles. Además, el ICAM-PE facilitará la identificación de alternativas para el manejo de áreas impactadas por la contaminación, así como la implementación de medidas de gestión para mitigar o remediar los impactos en las áreas marino-costeras.

CONCLUSIONES

- Se identificaron los principales parámetros de calidad del agua en la bahía de Supe, incluyendo pH, oxígeno disuelto, DBO₅, nitratos, fosfatos, sólidos totales suspendidos, sulfuros, aceites y grasas, coliformes termotolerantes e hidrocarburos de petróleo, obtenidos a través del programa de monitoreo marino del Imarpe. Estos datos fueron utilizados para desarrollar el Índice de Calidad Acuática Marina (ICAM-PE).
- Durante el período de estudio, la mayoría de los parámetros de calidad del agua marina en la bahía de Supe cumplieron con los estándares establecidos, con la excepción de los sólidos totales en suspensión, que alcanzaron un valor máximo de 134,37 mg/l, asociados a las aguas del río Pativilca en la zona central, y los altos niveles de coliformes termotolerantes ($2,4 \times 10^5$ NMP/100ml), provenientes de vertidos puntuales de plantas pesqueras y aguas residuales ubicadas en el sur de la bahía.
- La determinación de los valores del ICAM-PE en Supe varió entre las capas superficiales y el fondo del agua. Esta metodología emplea una amplia gama de datos para construir índices de calidad acuática en zonas costeras, lo que ha permitido identificar áreas con diferentes grados de contaminación.
- A nivel superficial, los valores del índice de calidad del agua oscilaron entre 42,0 y 81,0, con un promedio de 70,1, lo que indica condiciones adecuadas y pocas restricciones para la vida acuática. En el fondo, el ICAM-PE varió entre 27,9 y 83,761, con un promedio de 61, lo que se considera aceptable. Se identificaron tres zonas en la bahía de Supe: en el norte, frente al río Fortaleza, el agua mostró condiciones óptimas para la vida acuática; en gran parte de la bahía, tanto en la zona central como en la norte, se observaron aguas con buenas condiciones y pocas restricciones; sin embargo, en la zona sur, frente a las plantas pesqueras y el puerto de Supe, se detectaron restricciones significativas en el uso del agua.

- El análisis estadístico de la base de la base de datos reveló variaciones interanuales en los parámetros fisicoquímicos, así como diferencias entre los niveles superficiales y de fondo en la bahía de Supe, entre los años 2008 y 2015, las cuales estuvieron relacionadas con las condiciones ambientales.

RECOMENDACIONES

- Se recomienda aplicar este índice a otras áreas costeras que presenten diferentes problemáticas ambientales, incluyendo compuestos tóxicos, para verificar su coincidencia con los rangos establecidos por la normativa peruana sobre clasificación de aguas.
- Se debe realizar un mayor número de monitoreos al año y ampliar la investigación a través del monitoreo estacional en verano, otoño, invierno y primavera. Esto permitirá evaluar los comportamientos temporales de los índices de calidad del agua marina y capturar posibles variaciones estacionales.
- Priorizar la medición de los parámetros fisicoquímicos esenciales, porque no son aplicables para todas las zonas costeras del Perú, puesto que cada uno presenta diferentes grados de impacto por la contaminación existente en cada área.
- La herramienta desarrollada permitirá evaluar la calidad acuática marina de la bahía de Supe, constituyéndose en un elemento esencial para la gestión de las aguas marino-costeras, especialmente en el caso de actividades como la pesca y la maricultura. Además, puede ser replicada o adaptada para su uso en otras áreas costeras con problemáticas similares o diferentes.
- Ampliar el número de parámetros y puntos de monitoreo que se deben evaluar, para tener un diagnóstico integral y determinar el grado de contaminación de la zona marino-costera debido a las actividades antropogénicas. De otro lado, es importante que los monitoreos tengan continuidad en el tiempo para aplicar medidas de gestión, mitigación y preservación de los ecosistemas marinos costeros de manera efectiva.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbasi, S. A. (2002). *Water quality indices, state of the art*. Centre for Pollution Control & Energy Technology, Pondicherry University, R. Venkataraman Nagar, Kalapet, Pondicherry.

Aguayo, L. M. (2007). *Aplicación del índice de calidad de agua ICA en el proceso de auditoría ambiental de dragado en un canal de navegación* [Tesis]. Escuela Superior Politécnica del Litoral.

Aguirre, C., Chávez, T., García, P. y Raya, J. C. (2007). El silicio en los organismos vivos. *Interciencia*, 32(8), 504-509.

Alarcón, B. y Ñique, M. (2016). Índice de calidad del agua según NSF del humedal laguna Los Milagros (Tingo María, Perú). *Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(2), 98-107.

Alobaidy, A., Abid, H. y Maulood, B. (2010). Application of Water Quality Index for assessment of Dokan Lake ecosystem, Kurdistan Region, Iraq. *Journal of Water Resource and Protection* 2(9), 792-798. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.29093>

Álvarez, J., Panta, J., Ayala, C. y Acosta, E. (2008). Calidad Integral del Agua Superficial en la Cuenca Hidrológica del Río Amajac. *Información tecnológica*, 19(6), 21-32. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642008000600004>

Ampuero León, A. (2018). *Relación de pH y oxígeno disuelto de fondo con la distribución de bentos calcificante de la plataforma centro-norte peruana* [Tesis de maestría]. Universidad Peruana Cayetano Heredia.

APHA. (2012). Cuantificación de bacterias del grupo coliformes siguiendo la metodología de tubos múltiples (Número Más Probable-NMP). En *Standard Methods for Examination of Water and Waste Water*. (22.^a ed.).

APHA, AWWA, WEF. (2005). Method 5520B: Determinación de aceites y grasas. En *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21^a Ed.), (pp. 5-37).

APHA, AWWA, WEF. (2005). Method 2540 D: Determinación de sólidos suspendidos totales. En *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (21.^a ed.).

APHA, AWWA, WEF. (2005). Toma de muestras de agua en campo. En *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (21.^a ed.).

Arnouil-Seguel, M., Osses-Bustingorry, S. y Marulanda-García, N. (2017). Revisión epistemológica del derecho ambiental latinoamericano y su inclusión en el currículo universitario chileno y colombiano. *Revista Jurídicas*, 14(1), 114-130. DOI: 10.17151/jurid.2017.14.1.9.

Autoridad Nacional del Agua. (2019). Ley de Recursos Hídricos. Ley N.º 29338.

Baldeón, A. (2000). *Pesca artesanal del puerto Supe (provincia de Barranca, departamento de Lima) en el año 1998* [Tesis de grado]. Universidad Nacional Federico Villareal.

Barokah, G., Ariyani, F. y Siregar, T. (2017). Comparison of Storet and Pollution Index Method to Assess the Environmental Pollution Status: A Case Study from Lampung Bay, Indonesia. *Squalen Bulletin of Marine and Fisheries Postharvest and Biotechnology*, 12(2), 67-74. <http://dx.doi.org/10.15578/squalen.v12i2.287>

Barreto A. L. y Severiche, C. A. (2013). *Efecto de las lluvias sobre la calidad del agua en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano en periodo 2006-2009* [Tesis de maestría]. Universidad de Manizales.

Bolaños-Alfaro, J., Cordero-Castro, G. y Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología en Marcha*, 30(4), 15-27. DOI: 10.18845/tm.v30i4.3408.

Boyacioglu, H. (2007). Development of a water quality index based on a European classification scheme. *Water SA*, 33(1), 101-106.

Brown, R. M., McClelland, N., Deininger, R. A. y Tozer, R. G. (1970). A Water Quality Index-Do We Dare? National Symposium on Data and Instrumentation for Water Quality Management, Wisconsin, EE. UU.

Calienes, R. (2014). Producción primaria en el ambiente marino en el Pacífico sudeste, Perú, 1960. *Bol Inst Mar Perú*, 29(1-2).

Carrillo, A. y Villalobos, R. (2011). *Análisis comparativos de los índices de calidad del agua (ICA) de los ríos Tecolutla y Cazones en el periodo marzo diciembre 2010* [Tesis]. Universidad Veracruzana.

Carrit, D. y Carpenter, J. (1966) Comparison and Evaluation of Currently Employed Modifications of the Winkler Method for Determining Dissolved Oxygen in Seawater. *Journal of Marine Research*, 24, 286-318.

Castillo, Z. y Medina, V. (2014). *Evaluación espacio temporal de la calidad del agua del río Rímac (riego), de enero a agosto del 2011, en tres puntos de monitoreo* [Tesis de grado]. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Castro, M., Almada, J., Ferrer, J. y Díaz, D. (2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), 111-124.

Cerda, M., Knoppers, B., Valdés, J., Fetta Siffedine, A., Ortlieb, L. y Sabadini-Santos, E. (2010). Variación espacial y temporal de las masas de agua, nutrientes y sedimentación de la materia orgánica e inorgánica en la bahía Mejillones del sur (23° S), Chile. *Revista chilena de historia natural*, 83(3), 409-420. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2010000300008>

Chávez F. y Takahashi, T. (2007). Coastal oceans. En King, A. W., L. Dilling, G. P. Zimmerman, D. M. Fairman, R. A. Houghton, G. H. Marland, A. Z. Rose y T. J. Wilbanks (Eds.) *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. A report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research*. National Ocean and Atmospheric Administration, Climate Program Office.

Chebyshev P. L. (1854). *Théorie des mécanismes connus sous le nom de parallélogrammes*. Imprimerie de l'Académie Impériale des Sciences.

Coletti, C., Testezlaf, R., Ribeiro, T. A. P., Souza, R. T. G. y Pereira, D. A. (2010). Water quality index using multivariate factorial analysis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 1, 517-522.

Constitución Política del Perú [Const.]. 29 de diciembre de 1993 (Perú).

CPPS. (2014). *Estado del medio ambiente marino costero del Pacífico Sudeste*. Serie de Estudios Regionales N.º 4.

CPPS. (2000). *Estado del medio ambiente marino y costero del Pacífico Sudeste*.

Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias. (7 de junio de 2017).

Decreto Supremo N.º 015-2015-MINAM. Modifican los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación. (19 de diciembre de 2015).

Del Ángel, M. (1994). *Contribución al estudio de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO)* [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Dickson, A. (1993). pH buffers for sea water media base on total hydrogen ion concentration scale. *Deep Sea Research*, 40, 107-118.

Dinius, S. H. (1987). Design of a water quality index. *Water Resources Bulletin*, 23(5): 833-843.

Dirección de Hidrografía y Navegación. (1982). *Derrotero de la costa peruana 1982* (vol. I).

Doney, S. C. (2006). The dangers of ocean acidification. *Scientific American* 294(3), 38-45.

Environmental Protection Agency. (1976). *Quality Criteria for Water United States Department of Commerce*.

Escobar Jaramillo, L. A. (2008). Indicadores ambientales sintéticos: una aproximación conceptual desde la estadística multivariante. *Gestión y Ambiente*, 11(1), 121–140.

Espinal-Carreón, T., Sedeño Díaz, J. E. y López López, E. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(3), 147-163.

Espinosa, C. y Márquez, K. (2014). Evaluación del impacto en la calidad del agua superficial del área de influencia de la Refinería Batalla de Santa Inés, Barinas, Venezuela. *Rev Fac Ing UCV*, 29(2), 51-60.

Fano, E. A., Mistri, M. y Rossi, R. (2003). The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(3-4), 709-716. DOI: 10.1016/s0272-7714(02)00289-5.

Fernández, N., Ramírez, A. y Solano, F. (2004). Physico-chemical water quality indices - a comparative review. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 2(1), 19-30.

Gallopin, G. C. (2006). Los indicadores de desarrollo sostenible: Aspectos conceptuales y metodológicos. Fodepal.

Garay, J., Panizzo, L., Lesmes, L., Ramírez, G., Sánchez, J. (1993). Manual de técnicas analíticas de parámetros físico-químicos y contaminantes marinos (3.^a ed.). Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas.

García, V., Perea, A., Orozco, R., Samanez, J. (2020). Calidad ambiental de las bahías de Coishco y Casma, Región Áncash, Perú. 2013-2017. *Bol Inst Mar Perú*. 35(1): 151-169.

García Quevedo, T. V. (2012). *Propuesta de índices de calidad de agua para ecosistemas hídricos de Chile* [Tesis de grado]. Universidad de Chile.

Giannuzzo, A. N. (2010). Los estudios sobre el ambiente y la ciencia ambiental. *Scientiae Studia*, 8(1), 129-156. <https://dx.doi.org/10.1590/S1678-31662010000100006>

Gianoli, A., Hung, A., y Shiva, C. (2019). Relación entre coliformes totales y termotolerantes con factores fisicoquímicos del agua en seis playas de la bahía de Sechura-Piura 2016-2017. *Salud Y Tecnología Veterinaria*, 6(2), 62. <https://doi.org/10.20453/stv.v6i2.3460>.

Graco, M., Ledesma, J. (2009). Nota técnica oxígeno disuelto en agua de mar: unidades y conversiones. Informe vol. 36(1-2).

Graco, M., Ledesma, J., Flores, G. y Girón, M. (2007). Nutrientes, oxígeno y procesos biogeoquímicos en el sistema de surgencias de la corriente de Humboldt frente a Perú. *Revista Peruana de Biología*, 14(1), 117-128.

Grasshoff, K. (1999). Determinación de sulfuro de hidrógeno en muestras de agua de fondo. En Grasshoff, K., Kremling, K. y Ehrhardt, M. (Eds.), *Methods of Seawater Analysis* (Extended ed.). Wiley.

Guillén, O. y Flores, L. A. (1965). Exploración de la región marítima Máncora-Callao-Arica. Crucero 6504 Unuane. Inf Inst Mar Perú N.º 4.

Hoyos, G. (1989). Elementos filosóficos para la construcción de una ética ambiental. En *Memorias Seminario Nacional sobre Ciencias Sociales y Medio Ambiente*. ICFE.

Howarth, R. W., Walker, D. y Sharpley, A. (2002). Sources of nitrogen pollution to coastal waters of the United States. *Estuaries*, 25, 656-676.

Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2016). *Perú: Anuario de Estadísticas Ambientales 2016*.

Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2018). *Perú: crecimiento y distribución de la población, 2017*.

Intergovernmental Oceanographic Commission. (1984). *Manual for monitoring oil and dissolved / dispersed petroleum hydrocarbons in marine waters and on beaches* (Manuals and Guides N.º 13). Unesco.

International Organization for Standardization. (1983). Water Quality Determination of Biochemical Oxygen Demand after n days (BOD_n). Dilution and Seeding Method. First Edition. ISO5815. 1983-10-01D.

International Organization for Standardization. (1991). *ISO 5815-1. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)*.

Jacinto, M. E., Chávez, J., Morón, O., Sánchez, S. y Acosta, J. (1998). Evaluación de la calidad del medio marino en bahía Supe-Paramonga en enero 1997. *Inf Prog Inst Mar Perú*, 80, 14-35.

Kim, J., Choi, C., Kim, S. y Kwun, S. (2009). Water quality monitoring and multivariate statistical analysis for rural streams in South Korea. *Paddy and Water Environment*, 7, 197-208.

Korhonen, L. K., Macías-Carranza, V., Abdala, R., Figueroa, F. L. y Cabello-Pasini, A. (2012). Efecto de la concentración del sulfuro, pH y anoxia sobre la fotosíntesis y respiración de *Zostera marina*. *Ciencias Marinas*, 38(4), 625-633. <https://doi.org/10.7773/cm.v38i4.2034>

Larrea-Murrell, J. A., Rojas-Badía, M. M., Romeu-Álvarez, B., Rojas-Hernández, N. M. y Heydrich-Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 44(3), 24-34.

Liou, S. M., Lo, S. L. y Wang, S. H. (2004). Un índice generalizado de calidad del agua para Taiwán. *Environ Monit Assess*, 96, 35-52. <https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031715.83752.a1>

León-Vizcaíno, L. F. (2014). *Índices de calidad del agua (ICA), forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://www.dspace.espol.edu.ec/.../ICA%20Forma%20de%20estimarlos>

Marín, B. (2001). *Proyecto Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia. Informe Final*. Colciencias.

Meijer, D. T. (2003). Field-proven removal of dissolved and dispersed hydrocarbons at commercial scale from offshore produced water by the macro porous polymer-extraction technology. Produced water workshop, Aberdeen, Scotland, 26-27th March.

Ministerio del Ambiente. (2016). *Glosario de términos. Sitios contaminados*. <http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>

Miravet, M., Ramírez, J., Montalvo, O., Delgado, J. y y Perigó, E. (2009). *Índice numérico cualitativo para medir la calidad de las aguas costeras cubanas*. Serie Oceanológica, N.º 5.

Morin, E. (2003). *Introducción al pensamiento complejo*. Gedisa.

Nagels, J. W., Davis-Colley, R. J. y Smith, D. G. (2001). A Water Quality Index for Contact Recreation in New Zealand. *Water Science and Technology*, 43, 285-292.

Mariz, M. D. (2011) *Investigación sobre la eliminación de olores en depuradoras* [Tesis de doctorado]. Universidad Politécnica de Madrid.

National Sanitation Foundation. (2006). Consumer Information: Water Quality Index (WQI). http://www.nsf.org/consumer/just_for_kids/wqi.asp

Noguera, A. P. (2004). *El reencantamiento del mundo*. IDEA; UN; PNUMA.

Organización de las Naciones Unidas. (2015). Objetivo 14: Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible. <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/oceans/>

Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable* (Primer apéndice a la 3.ª ed., vol. 1).

Orozco, R. (2014). *Evaluación de la calidad del ambiente marino costero en la bahía de Supe 2008-2013*. Informe Interno. Imarpe.

Orozco, R., Guipúzcoa, L., Flores, G., Romero, L., González, P., Guzmán, M. y Henostroza, A. (2013). Parámetros de calidad acuática marina y deterioro de los bentos en áreas marinas someras al norte de Lima. En *Libro de Resúmenes del XXXIII Congreso de Ciencias del Mar*. Antofagasta.

Paredes, J. (2004). *Integración de la modelación de la calidad del agua en un sistema de ayuda a la decisión para la gestión de recursos hídricos* [Tesis de doctorado]. Universidad Politécnica de Valencia.

Polanco, C. (2006). Indicadores ambientales y modelos Internacionales para toma de decisiones. *Gestión y Ambiente*, 9(2), 27-41.

Quintero Rendón, L. A., Agudelo, E. A., Quintana Hernández, Y. A., Cardona Gallo, S. A. y Osorio Arias, A. F. (2010). Determinación de indicadores para la calidad de agua, sedimentos y suelos, marinos y costeros en puertos colombianos. *Gestión y Ambiente*, 13(3), 51-64.

Ramírez, A. (2009). La teoría del conocimiento en investigación científica: una visión actual. *Anales de la Facultad de Medicina*, 70(3), 217-224.

Ramírez, A., Restrepo, R. y Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulación y aplicación. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(3), 135-153.

Resolución N.º 003 de 2008 [Ministerio de Pesquería]. Protocolo para el monitoreo de efluentes y cuerpo marino receptor. 13 de enero de 2002.

Ribeiro, M., Teresa, Barreto, F. y Nabout, J. C. (2014). A global scientific literature of research on water quality indices: trends, biases and future directions. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(3), 245-253. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000300004>

Rodríguez-Heredia, D. y Santana-Gómez, M. Á. (2017). Evaluación de la contaminación por grasas y aceites en balnearios de la Bahía de Santiago de Cuba. *Tecnología Química*, 37(2), 339-348.

Rojas Benavides, A. (2011). Calidad de vida, calidad ambiental y sustentabilidad como conceptos urbanos complementarios. *Fermentum. Revista Venezolana de Sociología y Antropología*, 21(61), 176-207.

Samboni Ruiz, N., Carvajal, Y. y Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación Universidad Nacional de Colombia*, 27(3), 172-181.

Sánchez, O. (2007) *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos*.

Sánchez, G., Orozco, R. y Jacinto, M. (1998). Estado de la contaminación Marina en el litoral peruano en 1994 y 1995. *Inf Inst Mar Perú*, 136, 7-22.

Sánchez, G., Blas, N. y Chau, G. (2010). *Informe de estado del medio marino. Consultorías nacionales sobre el estado de la contaminación marina en los países del Pacífico Sudeste (marzo 2010)*.

Segnestam, L. (2002). *Indicators of Environment and Sustainable Development: Theories and Practical Experience*. Environmental Economics Series (Paper N.º 89). The World Bank Environment Department.

Singh K. P., Malik, A., Mohan, D. y Sinha S (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti river (India): a case study. *Water Res.* 38, 3980-3992.

Spanton, P. y Saputra, A. (2017). Analysis of sea water pollution in coastal marine district Tuban to the Quality Standards of Sea Water with using Storet Method. *Jurnal Kelautan: Indonesian Journal of Marine Science and Technology*, 10(1), 103-112. <https://doi.org/10.21107/jk.v10i1.2671>

Strickland, J. D. H. y Parsons, T. R. (1972) A Practical Handbook of Seawater Analysis (2.^a ed.). Fisheries Research Board of Canada Bulletin, 167, Fisheries Research Board of Canada.

Tiburcio Guerrero, R. (2019). *Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en el cuerpo marino receptor de la caleta Puerto Rico-Sechura Piura 2019* [Tesis de grado]. Universidad Nacional de Piura.

Torres, P., Cruz, C. H. y Patiño, P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15, Supl. 1), 79-94.

Torres Carral, G. (2016). Reflexiones alrededor de la epistemología ambiental. *Rev Estud Soc*, 58, 39-51. <http://dx.doi.org/10.7440/res58.2016.03>

Tyson, J. M. y House, M. A. (1989). The application of water quality index to river management. *Water Science Technology*, 21, 1149-1159.

Unesco (2003). *A Reference Guide on the Use of Indicators for Integrated Coastal Management-ICAM*, Dossier 1, IOC Manuals and Guides N.º 45.

Valcárcel Rojas, L., Alberro Macías, N. y Frías Fonseca, D. (2009). El índice de calidad de agua como herramienta para la gestión de los recursos hídricos. *Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente*, 9(16).

Valdés-Basto, J., Samboni-Ruiz, N. E. y Carvajal-Escobar, Y. (2011). Desarrollo de un indicador de la calidad del agua usando estadística aplicada. Caso de estudio: Subcuenca Zanjón Oscuro. *Tecnológicas*, (26), 165-180.

Velarde Paz, G. (2016). *Índice de calidad de agua superficial del río Chili en el sector de Sachaca-Tiabaya-Huayco* [Tesis de grado]. Universidad Nacional de San Agustín.

Verde, H., Reyes, C., Ponte, S. y Zavaleta, D. (2013). Impacto de los efluentes de la industria pesquera en la calidad de las aguas costeras de Supe Puerto, Barranca-Perú 2010. *Aporte Santiaguino*, 6(2), 120-128. <https://doi.org/10.32911/as.2013.v6.n2.51>

Vivas-Aguas, L. J. (2007). *Manual de uso de indicadores de la calidad de las aguas marinas y costeras de Colombia*. Hojas metodológicas. OEI; MAVDT; IDEAM; Invemar.

Vivas-Aguas, L. J. (2011). *Formulación del índice de calidad de aguas costeras para los países del Proyecto Spincam: Documento Metodológico*. Red de Información y Datos del Pacífico Sur en apoyo a la Gestión Integrada del Área Costera (SPINCAM).

Vivas-Aguas, L. J. y Navarrete-Ramírez, S. M. (2014). *Protocolo indicador calidad de agua (ICAMPFF). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP)*. Serie de Publicaciones Generales del Invemar N.º 69. Invemar; GEF; PNUD.

Vivas-Aguas, L. J., Obando, P. S. y Carrillo, L. (2014). *Hoja metodológica del indicador. Índice de calidad de aguas marinas y costeras (ICAM). Versión 1.0*. Invemar y Departamento Administrativo Nacional de Estadística.

ANEXOS

ANEXO 1. Matriz de consistencia

Planteamiento del problema	Objetivos de la investigación	Hipótesis de investigación	Variables de investigación	Indicadores	Metodología de investigación
1. Problema general ¿Cómo se debería determinar un índice para un mejor manejo ambiental en las áreas costeras del Perú?	1.Objetivo general Determinar un índice numérico integrado de calidad del agua marina que facilite un óptimo manejo ambiental en las áreas costeras dedicadas a las actividades de pesca y maricultura	Hipótesis general Los índices de calidad acuática marina son efectivos y pertinentes para el área marino-costera de la bahía de Supe, especialmente en lo concerniente a los usos de pesca, acuicultura y conservación de las aguas marino-costeras.	Variables independientes Oxígeno disuelto, pH, aceites y grasas, sólidos suspendidos totales, DBO ₅ , coliformes fecales, sulfuros, fosfatos, nitritos, nitratos e hidrocarburos de petróleo	1) Actividades de pesca y acuicultura 2) Calidad de las aguas: Indicadores propuestos en el monitoreo ambiental: • Excelente calidad • Buena calidad • Mediana calidad • Mala calidad	Tipo de investigación Cuantitativo y exploratorio, porque busca encontrar los cambios que se producen a través del tiempo. Diseño de investigación Aplicado, porque busca detectar el cambio en el estado de la calidad del agua de la zona costera considerando sus características hidroquímicas naturales.
2.Problema específico P1: ¿Cuáles son los distintos índices que se utilizan en el Perú y el mundo para medir la calidad de las aguas? P2. ¿Cómo determinar las relaciones entre las variables fisicoquímicas de la calidad de aguas marino-costeras en la zona costera de Supe? P3: ¿Cuál será el comportamiento de las variables cuantitativas del índice numérico integrado de calidad para usos de pesca y maricultura, y su variación en el tiempo en la zona costera de Supe?	2.Objetivos específicos O1: Identificar y analizar los diferentes índices utilizados a nivel nacional e internacional para evaluar la calidad del agua, con un enfoque específico en el contexto peruano. O2: Determinar las relaciones entre las variables fisicoquímicas de la calidad de aguas marino-costeras en la bahía de Supe O3. Elaborar los subíndices para determinar el comportamiento de las variables cuantitativas del Índice numérico integrado de calidad para usos de pesca y	Hipótesis específicas H1: Los índices de calidad acuática son los mismos que se utilizan en el Perú y el mundo. H2: Los índices de calidad acuática marina son aplicables en el desarrollo de la pesca y la maricultura del área marino-costera de la bahía de Supe. H3: Las variables cuantitativas del índice de calidad ambiental y el desarrollo de las actividades de pesca y acuicultura no varían en el área marino-costera de la bahía de Supe.	Variable dependiente Índice de Calidad Ambiental (ICAM) Actividades: pesca, acuicultura y recreación		Análisis de la información- Métodos estadísticos a. Se validaron los datos usando diagramas de cajas para cada parámetro. b. Se realizó un análisis multivariado PCA de varianza de un camino o completamente al azar. c. Para la determinación del ICAM se realizó lo siguiente: Se elaboró curvas de función por cada parámetro,

P4: ¿De qué manera se pueden caracterizar los indicadores de calidad en las aguas marinas costeras con el fin de desarrollar un Índice de Calidad de Aguas Marinas para su aplicación en actividades de pesca y maricultura, utilizando datos reales para Supe y que sean aplicables a otras áreas costeras?	maricultura, y su variación en el tiempo en la zona costera de Supe. 04. Desarrollar un Índice de Calidad de Aguas Marinas específico para la bahía de Supe, basado en la caracterización detallada de indicadores de calidad del agua marina relevantes para actividades de pesca y maricultura	H4 Existe una correlación positiva entre la intensidad de las actividades de pesca artesanal y maricultura en las áreas costeras del Perú y la disminución de los niveles de oxígeno disuelto en el agua, el aumento en los niveles de nutrientes y cambios en el pH y otros parámetros de calidad acuática.			basadas en ecuaciones matemáticas y se les asignó pesos según la importancia del parámetro por su nivel de riesgo sobre el agua. La integración de los parámetros se desarrolló a través de fórmulas de agregación, lo que corresponde a una función con ponderaciones en una ecuación de promedio geométrico con pesos específicos por cada parámetro.
---	---	---	--	--	--

ANEXO 2. Fotografías del área de estudio



Fotografía 1. Desembocadura del rio Fortaleza

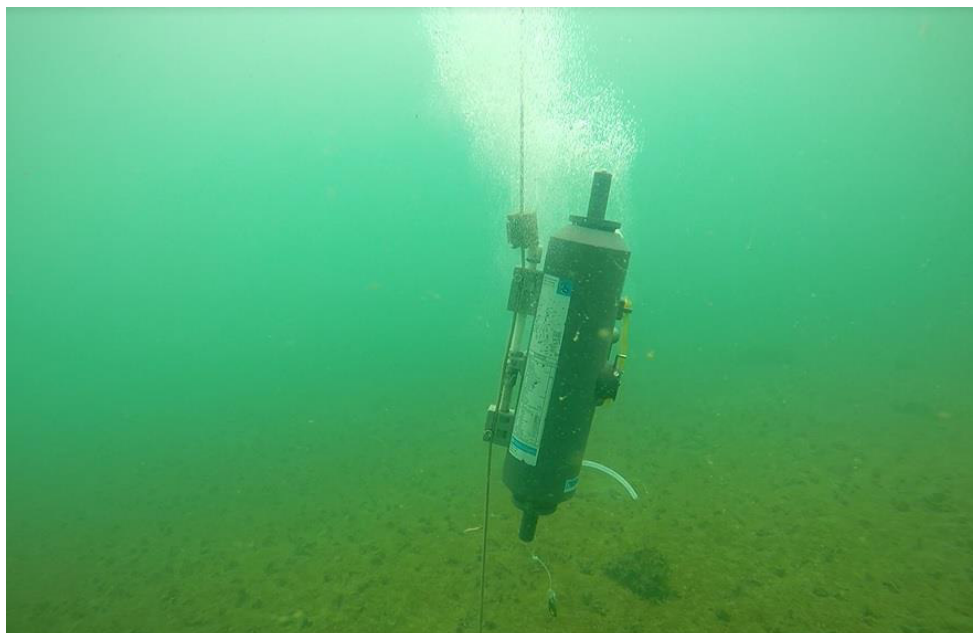


Fotografía 2. Puerto de Supe

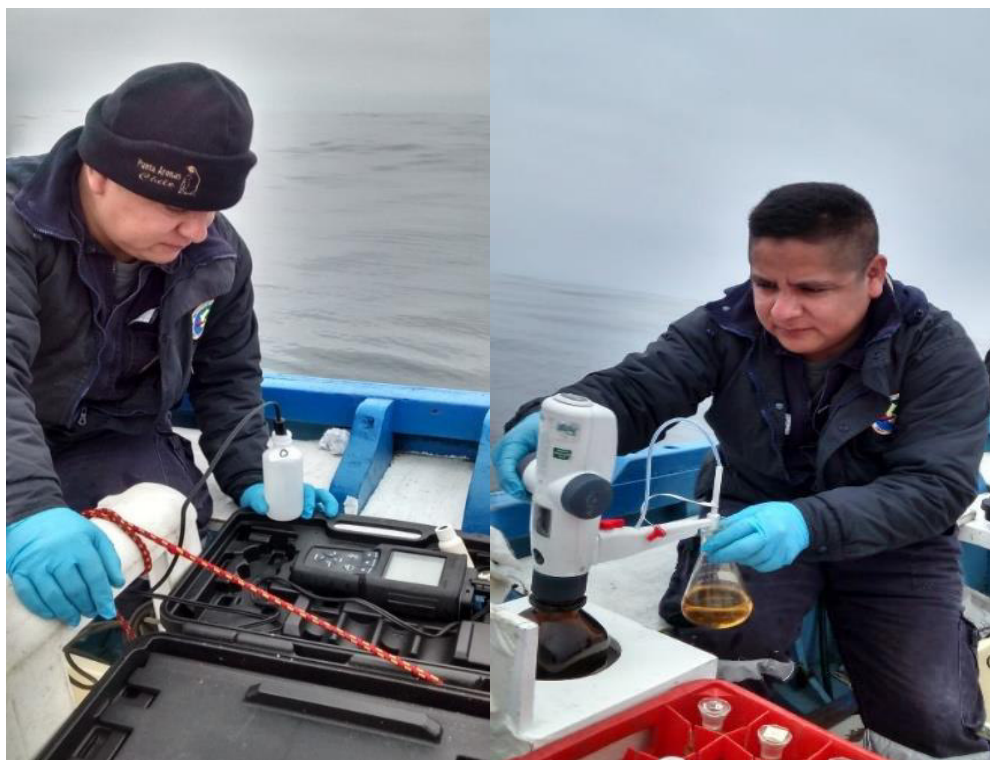
ANEXO 3. Fotografías de los trabajos de campo y laboratorio.



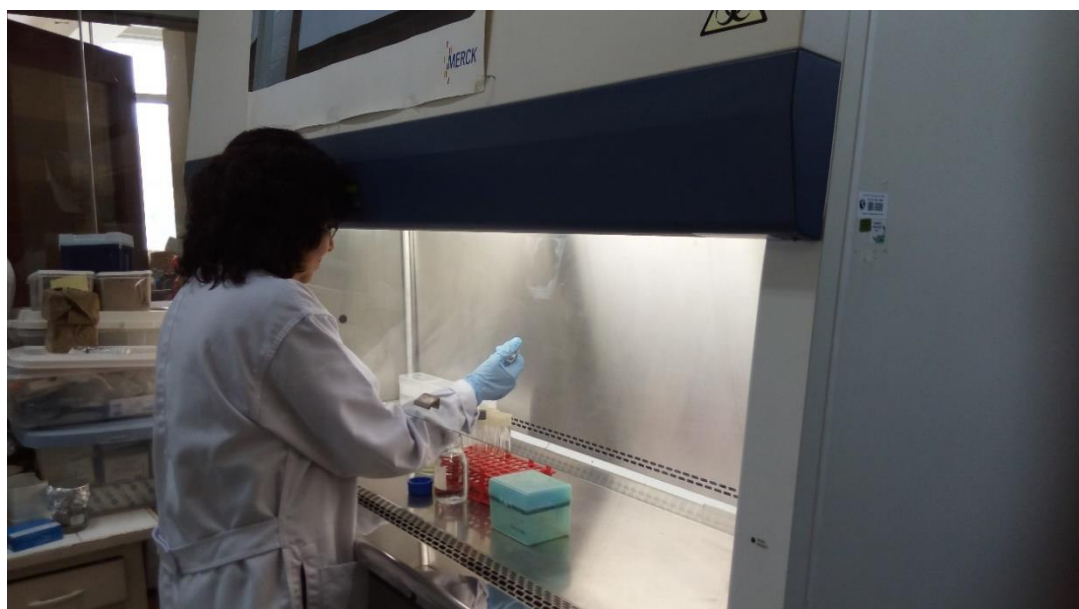
Fotografía 3. Coleta de muestras por mar a bordo de una la embarcación de pesca artesanal



Fotografía 4. Instrumento de colecta de muestras, botella NISKIN de 5 litros



Fotografía 5. Medición de pH y oxígeno disuelto in-situ a bordo de la embarcación



Fotografía6. Análisis microbiológico de aguas en laboratorio



Fotografía 7. Análisis de parámetros fisicoquímicos en laboratorio

Anexo 4. Número de parámetros más utilizados en el Perú y el mundo

Año	Índice	País	N.º de variables	Parámetros	Metodología	Rango de calidad	Tipo de agua
1970	WQI NSF	Estados Unidos	9	T°, pH, OD, DBO, SDT, Tur, CF, NO ₃ , PO	Subíndice: curvas de calidad Agregación: promedio ponderado (aritmético o geométrico)	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación.	Continental
1975	IQA CETESB	Brasil	9	T°, pH, OD, DBO, SDT, Tur, CF, NO ₃ , PO	Subíndice: curvas de calidad Agregación: promedio geométrico ponderado	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental
1980	WQI-Oregón	Estados Unidos	8	T°, pH, OD, DQO, ST, NO ₃ , NH ₄ , PO, CF	Subíndice: curvas y ecuaciones	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental
1981	ICG	España	23	OD, DQO, DBO, SST, NO ₃ , pH, CE, CF y PO	Subíndice: curvas de calidad	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental/Agua potable
1987	DINIUS	Estados Unidos	12	T°, pH, OD, DBO, color, CE, NO ₃ , Alc, dureza, Cl, CF, CT	Subíndice: ecuación Agregación: promedio geométrico ponderado	Valores de 0 a 100 distribuidos en 6 rangos de clasificación de acuerdo con 5 usos del agua.	Continental
1991	ICA-Rojas	Colombia	6	pH, OD, DBO, SDT, Tur y CF	Subíndice: curvas de calidad Agregación: promedio geométrico ponderado	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental
1997	ICA Río Cali	Colombia	3	OD, DBO y CF	Subíndice: curvas de calidad Agregación: ecuación lineal con parámetros	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental

1997	ICOMI, ICOMO, ICOSUS, ICOTRO	Colombia	17	OD, CT, CF, pH, DBO ₅ , DQO, T°, NH ₄ , NO ₃ , PO, Or, Tur, ST, Alc, CE, salinidad	Análisis multivariado PCA	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación.	Continental y vertimientos
1997	INDIC- SEDUE	México	18	CE, pH, OD, DBO, ST, SST, NH ₄ , NO ₃ , NO ₂ , Tur, color, Alc, dureza, Cl, grasas y aceites, PO, CT, CF	Subíndice: ecuaciones	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación de acuerdo con 5 usos del agua	Continental, abastecimiento publico
2000	WQI objetivo, WQI subjetivo	Argentina	20	T°, SST, Tur, pH, DQO, DBO, OD, NH ₄ , NO ₃ , NO ₂ , S, Or	Programa informático (lenguaje Basic), programas estadísticos (media, desviación estándar y prueba t al 95% de confianza)	Valores de 0,25 a 1,00 con 4 rangos de clasificación	Continental, agua potable
2002	ICA	Brasil	20	IQA CETESB: T°, pH, OD, DBO, SDT, Tur, CF, N, P	Agregación: producto entre IQA e ISTO	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación.	Continental para abastecimiento publico
				ISTO: Cd, Hg, Pb, Cr, Mn, Zn, Ni, PFTHM, Al, Cu y Fe			
2004	ICAUCA	Colombia	10	pH, OD, color, Tur, DBO	Subíndice: ecuaciones	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación.	continental para consumo humano
				N, P, ST, SST y CF	Agregación: promedio geométrico ponderado		
2004	RPI	Taiwán	13	OD, DBO ₅ , NH ₄ , N, CF, Tur, SS, T°, pH, Cd, Pb, Cr, Cu, y Zn	PCA, método de agregación generalizado	Valores de 1 a 10 distribuidos en 4 rangos de clasificación	Continental
2007	UWQI	Comunidad Europea	12	OD, DBO, pH, Cd, CN, Hg, Se, As, F, NO ₃ , P y CT.	Subíndice: ecuación. Agregación: promedio aritmético ponderado	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación.	Continental para abastecimiento público

2010	WQI	IRAQ	10	pH, OD, Tur, CE, dureza, Alc, Na, DBO, NO ₂ y NO ₃	Promedio y normalización de dato	Valores de <50 a >300 distribuidos en 5 rangos de clasificación.	Continental para abastecimiento público
2011	CCME WQI	Brasil	19	T°, pH, OD, salinidad, Tur, Dureza, Alc, Ca, Mg, K, NH ₄ , N, NO ₂ , NO ₃ , P, Si, clorofila a, total de bacterias marinas, vibrio y CF	Media, SD Integración de los datos, análisis de Spearman no paramétrico, correlación múltiple a un nivel de significancia (alfa) de 5%, coeficiente de Pearson desde los resultados de la prueba W de Shapiro-Wilk	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación.	Calidad del agua marina y cultivo de camarón
2013	WQI	China	9	NH ₄ , NO ₂ , NO ₃ , P, Clorofila a, DQO, DBO ₅ , pH, T°, Tur.	Análisis multivariado PCA	Valores de 0,1 a 0,4 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Marino y estuarino
2015	WQI	Ghana	10	pH, CE, SST, Dureza, NO ₃ , S, Cl, Ca, OD y DBO	Se utiliza el índice aritmético ponderado	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental, agua potable
2012	WQI	México	11	pH, CE, OD, color, Tur, NH ₄ , F, Cl, S, TS, P.	Análisis univariado, ANOVA para cada parámetro arreglo factorial de tratamientos	Valores que varían de pobre <2,3 a 2,8 agua excelente 0 a 100 distribuidos en 4 rangos de clasificación	Continental, reservorio
2012	ICA	Chile	6	Obligatorios: pH, OD, CE, CF, DBO ₅ , SS. Relevantes: Todos aquellos que sobrepasen Clase de Excedencia.	Subíndice: curvas de calidad	Valores de 0 a 100 distribuidos en 4 rangos de clasificación	Recursos hídricos: marino y continental
	Cade-IDEPE				Agregación: promedio aritmético ponderado		
2015	WQI-Índice NSSWQI	Irán	11	T°, Tur, CF, NO ₃ , TSS, PO ₄ , pH, DO, DBO, COD, TDS	Correlación entre los parámetros físicos y químicos	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental, acuicultura, agricultura y riego
2015	(ICA-NSF)	Perú	9	pH, Tur, T°, OD, DBO ₅ , fosfatos, nitratos, sólidos	Función ponderada multiplicativa		Calidad del agua de río y

				suspendidos totales, coliformes termotolerantes	Agregación: promedio aritmético ponderado	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	conservación acuática
2016	(ICA-NSF)	Perú	8	Demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos, pH, TEMP, sólidos suspendidos	Promedio aritmético Factores de ponderación	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental, agua de río y conservación acuática
2017	STORET Index	Indonesia	13	TEM, TSS, TUR, pH, DOQ, DBO, DO, amonio, nitrato nitrito, nitrógeno total, sulfato, ortofosfato	Análisis multivariado/ MDS, análisis discriminante, los datos fueron transformados utilizando Shapiro- Wilk (Spanton y Saputra 2017)	WQI- Valores de 0 a 100 y se utilizó el STORET con rango de 0->31, basado en el sistema de puntuación de US-EPA	Marino, calidad de agua, puerto pesquero
2018	OREGON (OWQI)	Perú	8	Temperatura, OD, DBO ₅ , Ph, SST, nitratos, fósforo total, coliformes termotolerantes	Promedio aritmético integración	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental, agua para consumo humano
2018	CCME-WQI	Perú	7	DBO ₅ , OD, pH arsénico, mercurio, plomo coliformes termotolerantes	Se calculó el: alcance (F1), frecuencia (F2), amplitud (F3) y el valor final de categoría, con la ecuación general.	Valores de 0 a 100 distribuidos en 5 rangos de clasificación	Continental, agua de río, uso poblacional y recreativo
Datos tomados por García-Quevedo (2012) y complementados por la autora.							
Taiwán	RPI River Pollution Index						
Brasil	EQUATION Estuarine Quality and Condition						
Perú	CCME-WQI Canadian Water Quality Index						
México	ICAR- Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996						
Canadá	ISQA: Índice Simplificado de Calidad del Agua. CCME – WQI: Canadian Council of Ministers of the Environment – Water Quality Index						

Brasil	IAP: Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público			
Colombia	ICAUCA: Índice de Calidad del Agua adaptado al Río Cauca			
UE	UWQI: Universal Water Quality Index			
Perú	WQI - NSF: Water Quality Index – National Sanitation Foundation			
Brasil	IQA – CETESB: Índice de Qualidade da Água – Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo			
España	ICG: Índice de Calidad General.			
Indonesia	STORET Index (Storage and Retrieval of Water Quality Data System)			
Argentina	WQI objetivo, WQI subjetivo GEMS/Water UNEP program			
Chile	ICA/Cade-IDEPE			

Abreviaturas:

T°: temperatura, N: nitrógeno total, P: fósforo total, OD: oxígeno disuelto, DBO: demanda bioquímica de oxígeno, STD: sólidos totales disueltos, Tur: turbidez, CT: coliformes totales, CF: coliformes fecales, NO₂: nitritos totales NO₃: nitratos totales, PO: fosfatos totales, Or: ortofosfato, NH₄: amonio total, Cl: cloruros totales, S: sulfato, DQO: demanda química de oxígeno, ST: sólidos totales, SST: sólidos suspendidos totales, CE: conductividad eléctrica, Alc: alcalinidad, Cd: cadmio, Fe: hierro disuelto, Na: sodio, K: potasio, Ca: calcio, Mg: magnesio, Hg: mercurio, Pb: plomo, Cr: cromo total, Ni: níquel, Mn: manganeso, Al: aluminio, Cu: cobre, Zn: zinc, CN: cianuro, Se: selenio, As: arsénico, F: fluoruro, Si: silicatos, PFTHM: potencial de formación de trihalometanos

Anexo 5. Temperatura del Mar en la Bahía de Supe

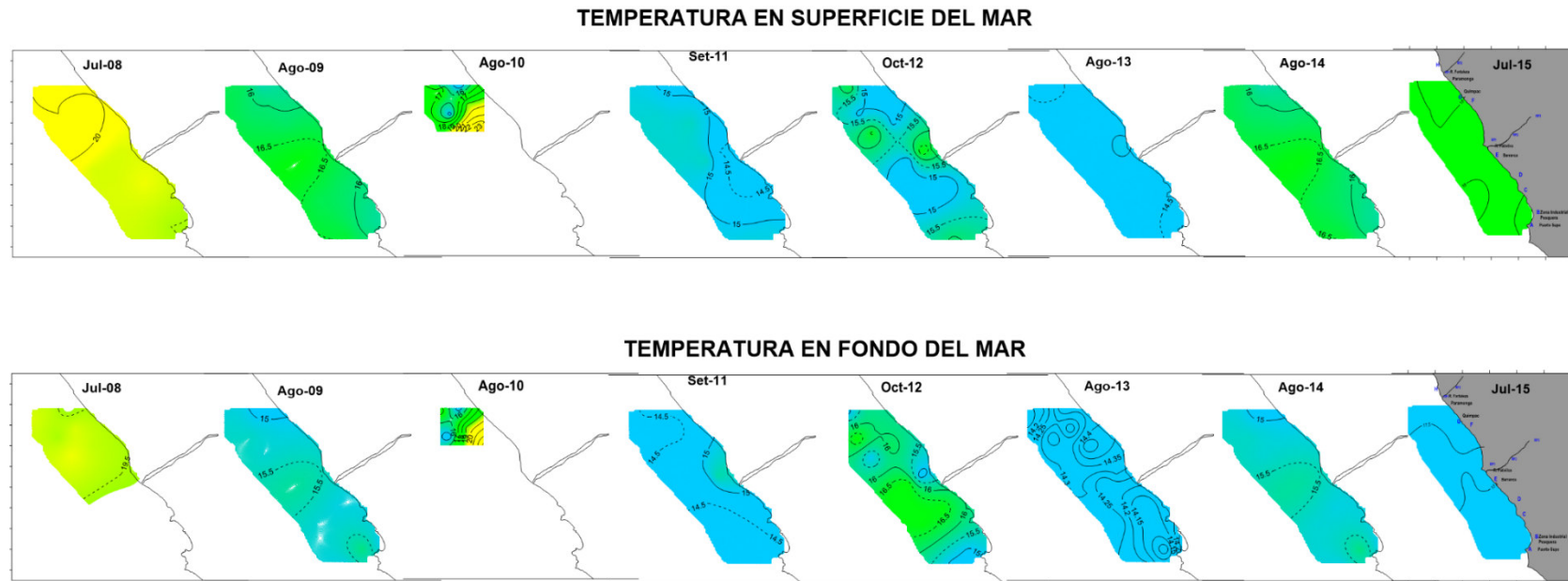


Figura 6. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de la temperatura del mar en la bahía de Supe (2008-2015)

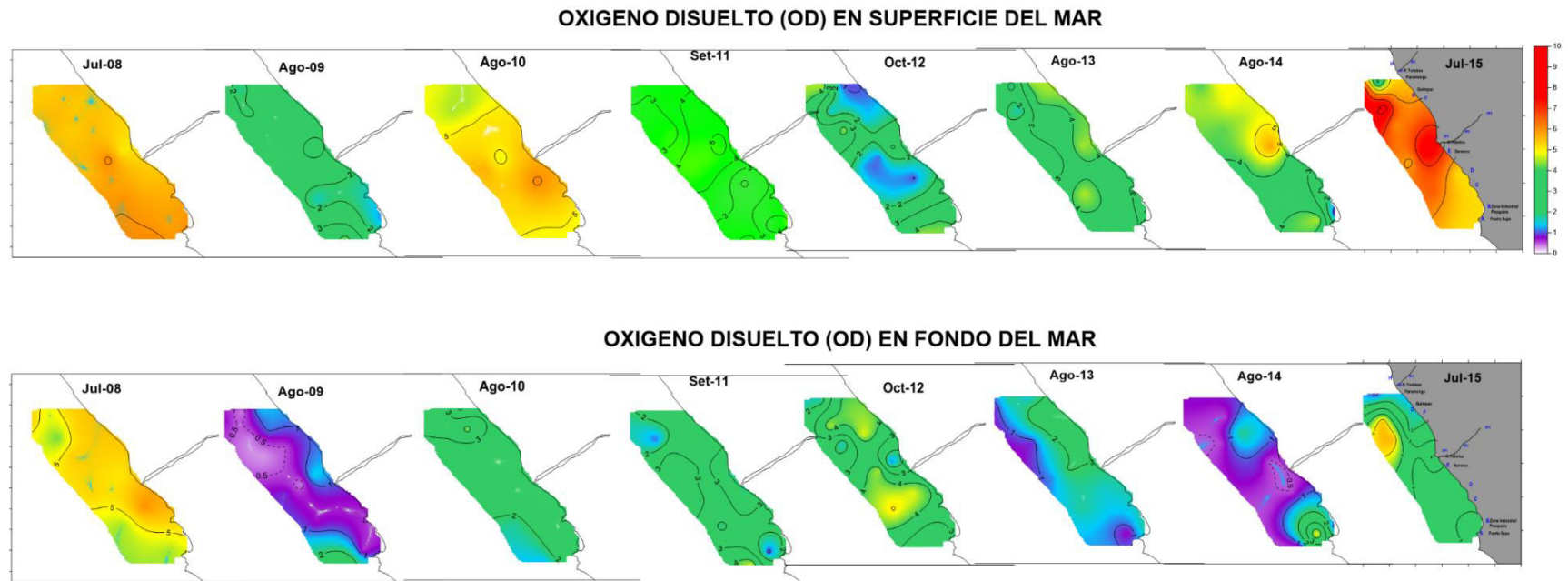


Figura 7. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de oxígeno disuelto en la bahía de Supe (2008-2015)

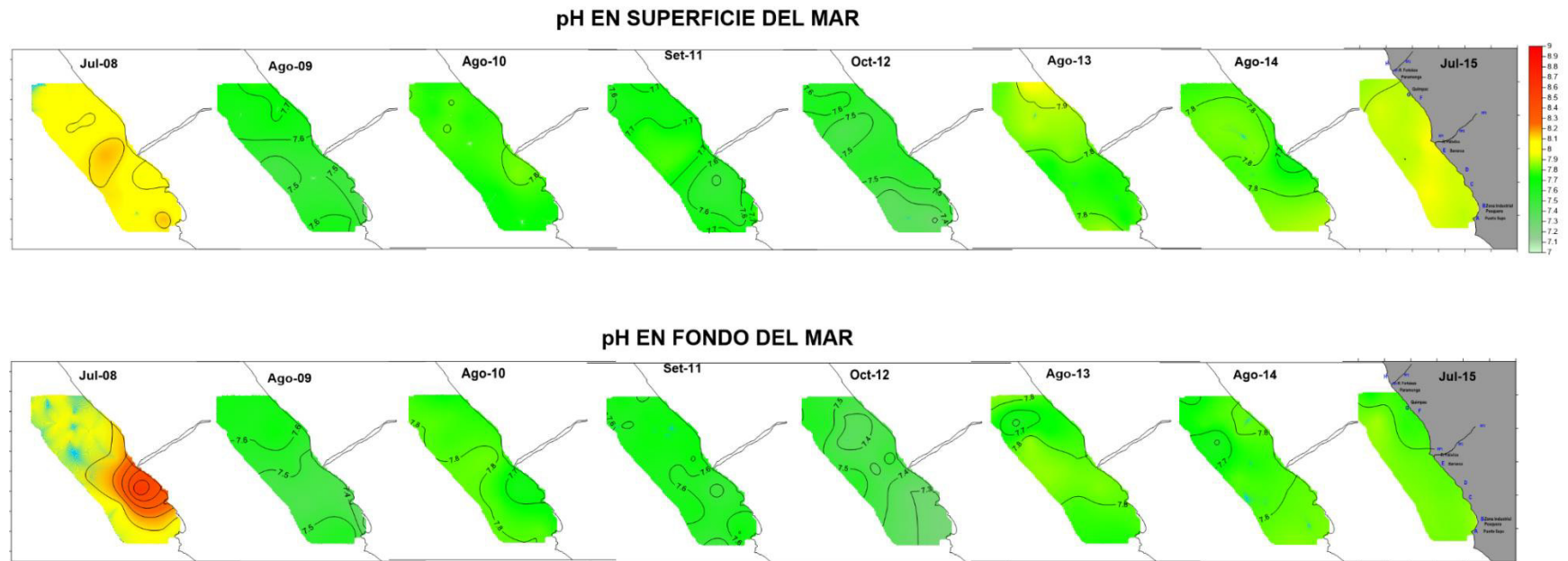


Figura 8. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo del pH en la bahía de Supe (2008-2015)

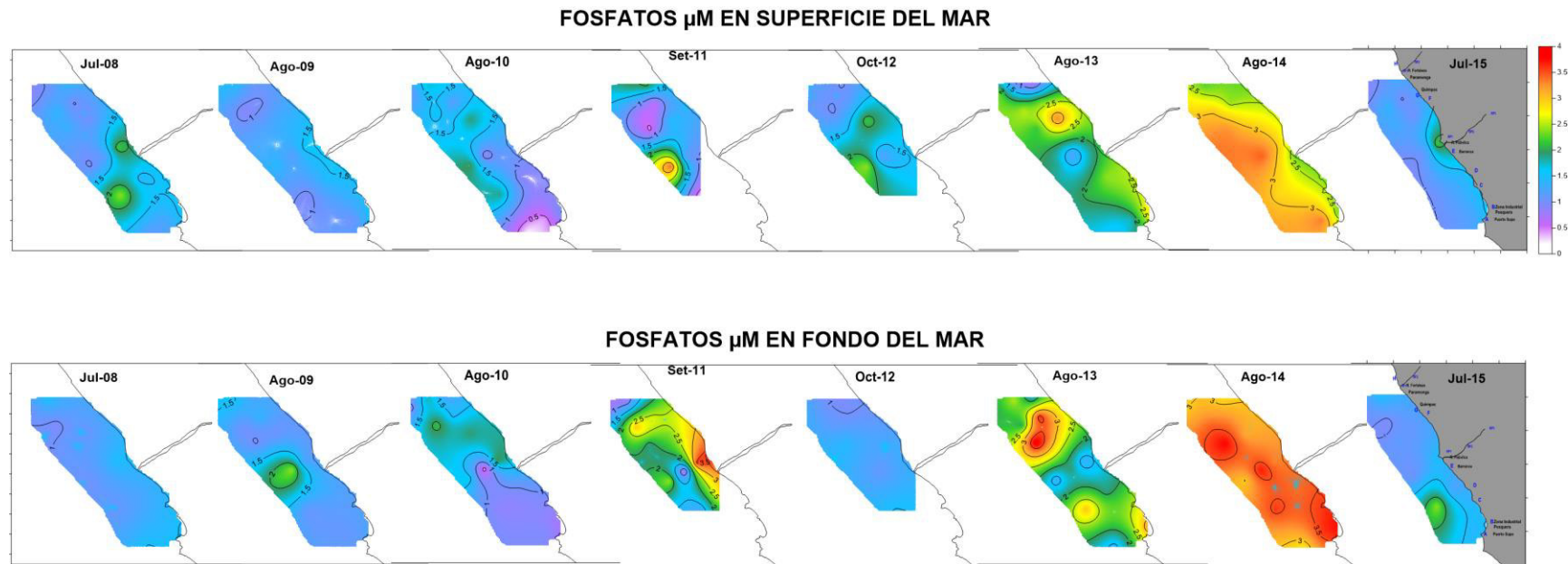


Figura 9. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de fosfatos en la bahía de Supe (2008-2015)

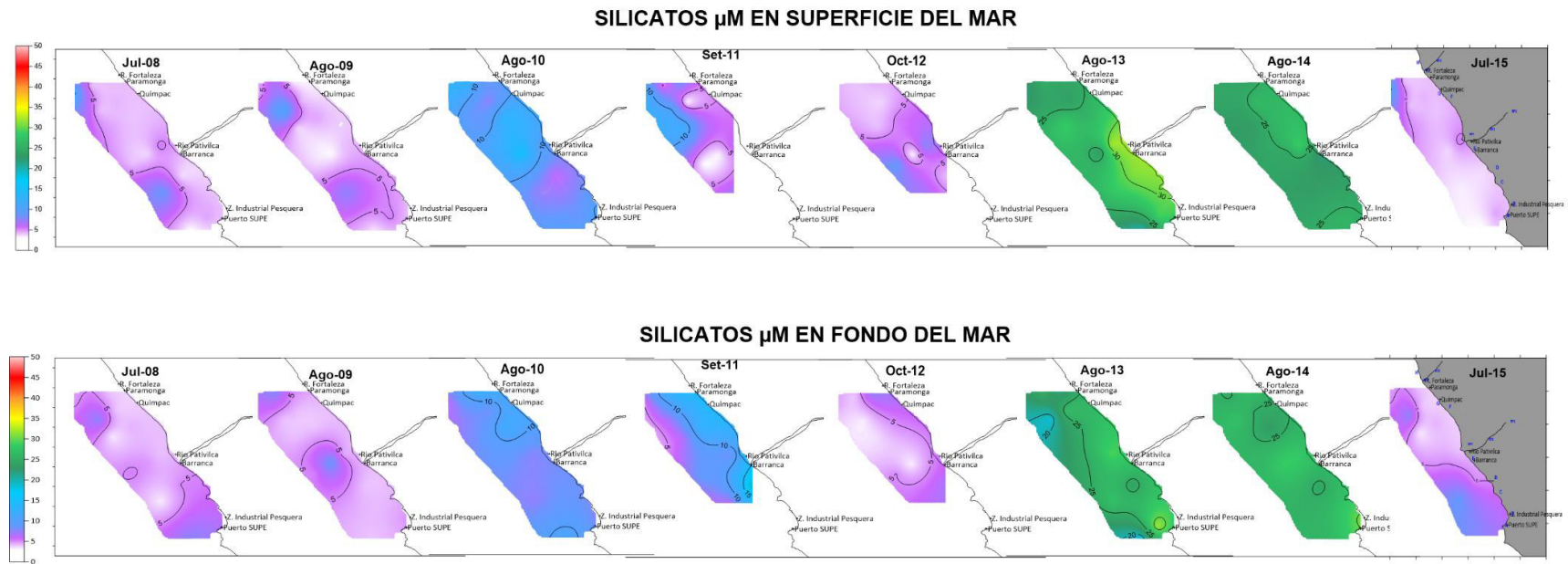


Figura 10. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de silicatos en la bahía de Supe (2008-2015)

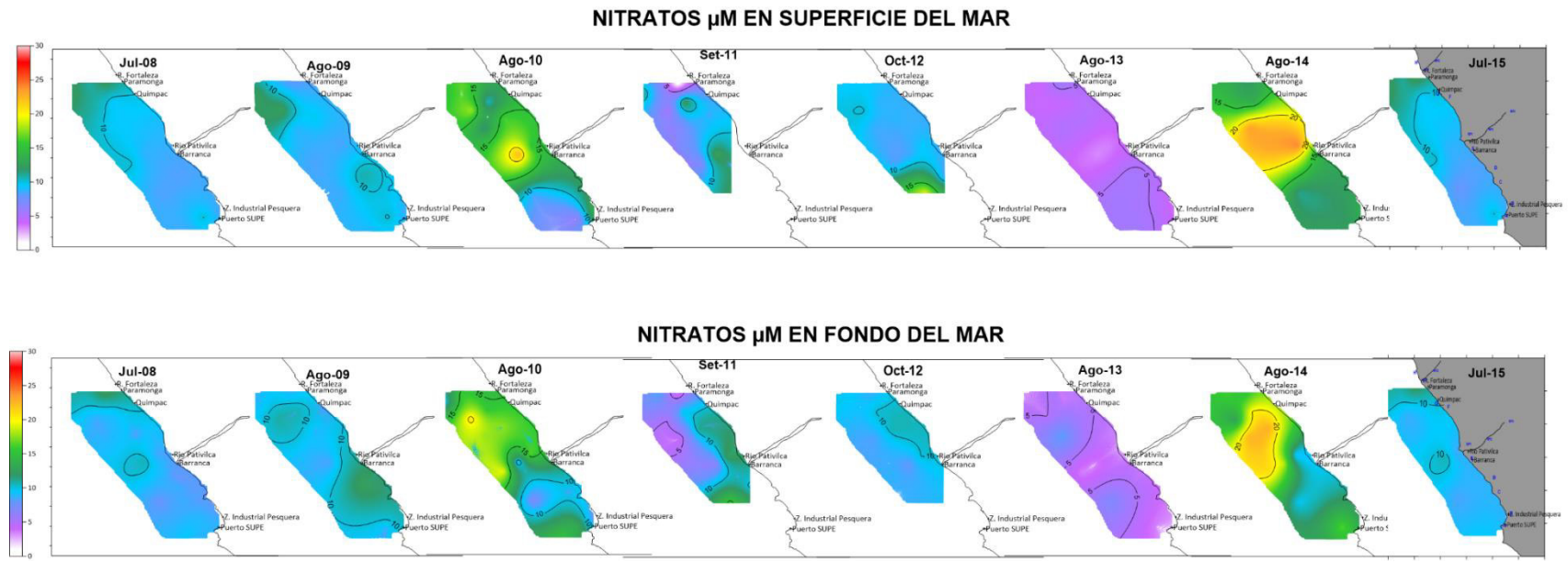


Figura 11. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de nitratos en la bahía de Supe (2008-2015)

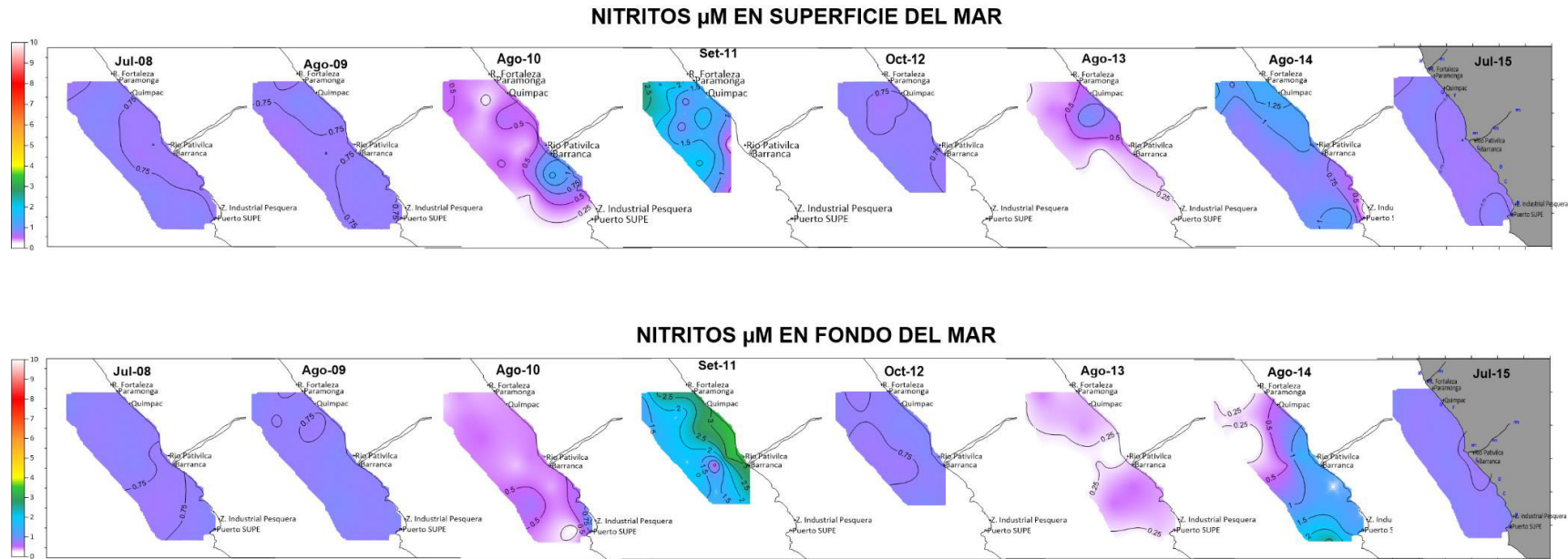
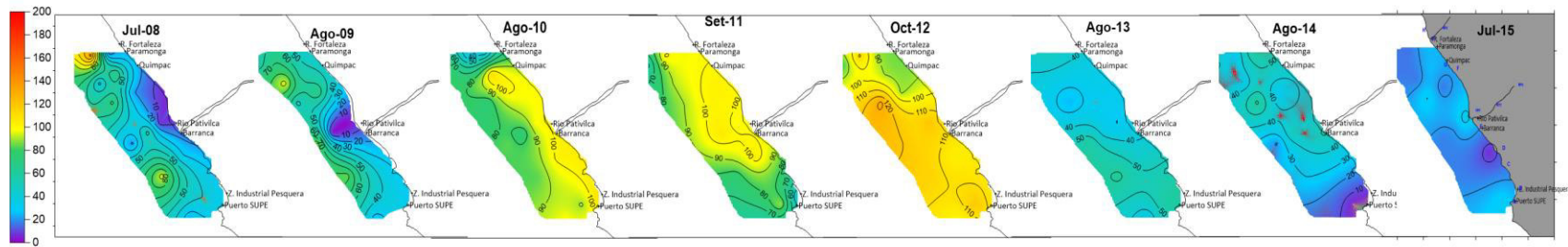


Figura 12. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de nitritos en la bahía de Supe (2008-2015)

SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) (mg/L) EN SUPERFICIE DEL MAR



SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) (mg/L) EN FONDO DEL MAR

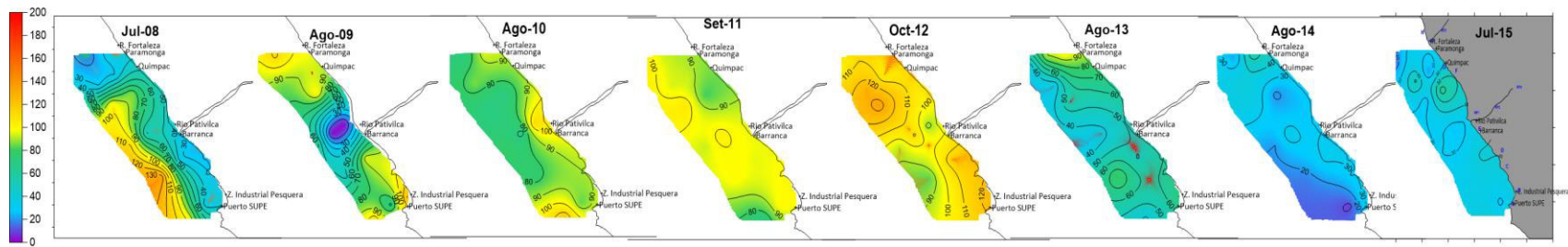


Figura 13. Distribución horizontal a nivel superficial y de fondo de sólidos suspendidos totales en la bahía de Supe (2008-2015)

SULFUROS EN FONDO DEL MAR

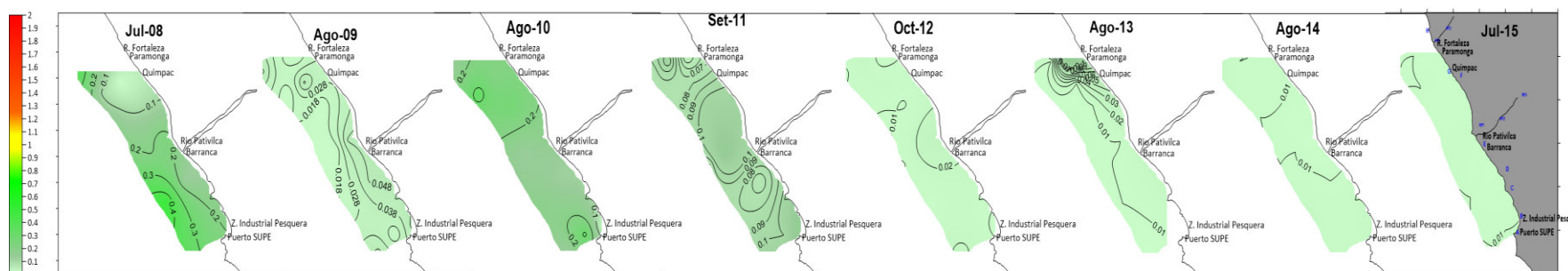


Figura 14. Distribución horizontal a nivel de fondo de sulfuros en la bahía de Supe (2008-2015)

ACEITES Y GRASAS (AYG) EN SUPERFICIE DEL MAR



Figura 15. Distribución horizontal a nivel superficial de aceites y grasas en la bahía de Supe (2008-2015)

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO5) EN SUPERFICIE DEL MAR

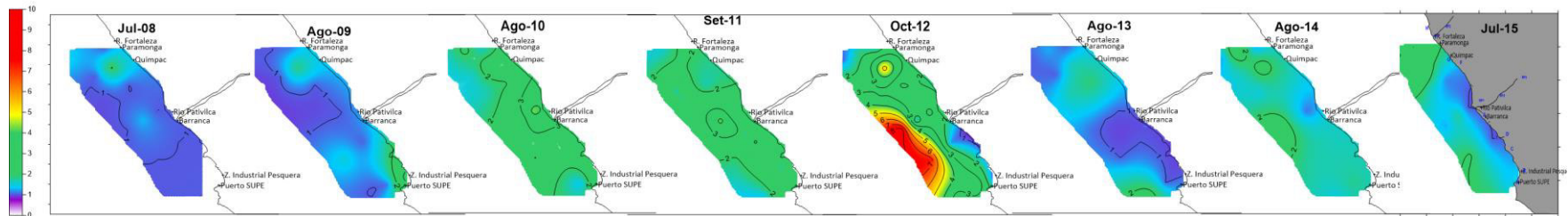


Figura 16. Distribución horizontal a nivel superficial de demanda bioquímica de oxígeno en la bahía de Supe (2008-2015)

COLIFORMES TOTALES EN SUPERFICIE DEL MAR

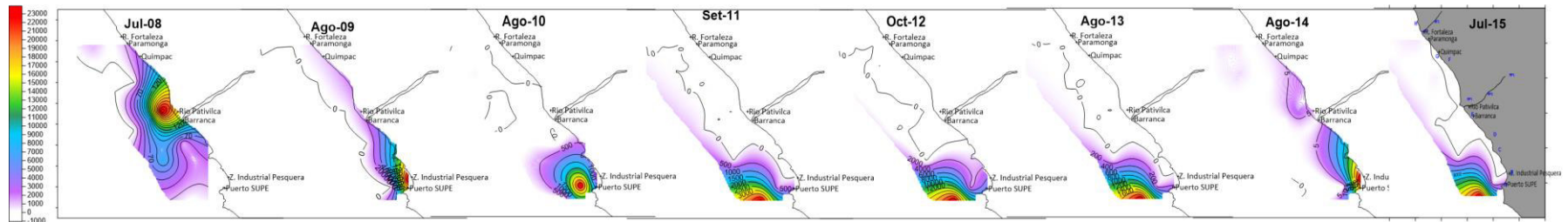


Figura 17. Distribución horizontal a nivel superficial coliformes termotolerantes en la bahía de Supe (2008-2015)

HIDROCARBUROS DE PETROLEO (HCP) EN SUPERFICIE DEL MAR

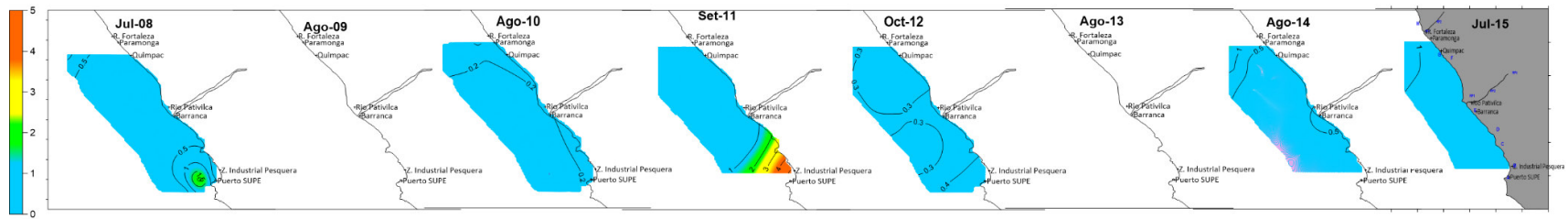


Figura 18. Distribución horizontal a nivel superficial de hidrocarburos de petróleo en la bahía de Supe (2008-2015)

Anexo 6. Cadena de custodia

[illegible]

Anexo 7. Clasificación para los subíndices de calidad de cada parámetro de la bahía de Supe

Escala	Subíndice (qj)	pH	OD (mg/L)	SST (mg/L)	DBO (mg/L)	CTE (NMP/ 100 mL)	AYG mg/L	SULF mg/L	NO ₃ ⁻ μg/L	PO43 μg/L	HPDD mg/L
Óptima	90-100	7,8-8,5	0-2,0	0-10	<2	<2	0,34	0-0,06	0-15	0-10	0,0060
Adecuada	70-90	7,4-7,8	2,0-4,0	10-25	2,0-4,0	14	0,67	0,06-0,065	15-30	10-20	0,0065
Aceptable	70-50	7,0-7,4	4,0-6,0	25-50	4,0-6,0	30	1,00	0,065-0,07	30-40	20-50	0,0070
Inadecuada	50-25	5,0-7,0	6,0-7,0	50-80	6,0-8,0	200	1,33	0,07-0,1	40-70	50-80	0,0100
Pésima	0-25	4,5-5,0	7,0-8,5	>100	>8,0	1000	1,66	>0,1	> 70	> 80	0,1000

Fuente. Elaboración propia

**Anexo 8. Ecuaciones matemáticas para determinar los subíndices de los
parámetros fisicoquímicos y biológicos del ICAM-PE**

Parámetro	Función de subíndice – Perú
pH	$\ln Q_{pH} = -0,0046(pH)^6 + 0,6046b(pH)^5 + -16,787(pH)^4 + 197,04(pH)^3 + -1126,5(pH)^2 + 3085,4(pH) + -3222,7$ $R^2 = 0,9762$
Oxígeno disuelto	$Q_{OD} = 0,0025(OD)^6 + -0,0718(OD)^5 + 0,7505(OD)^4 + -3,6881(OD)^3 + 9,4112(OD)^2 + 0,5998(OD) + 0,3385$ $R^2 = 0,9762$
Sólidos suspendidos totales	$Q_{SST} = 1E-10(SST)^5 + 8E-08(SST)^4 + -5E-05(SST)^3 + 0.0102(SST)^2 + -1,207(SST) + 98.827$ $R^2 = 0,998$
DBO ₅	$\ln Q_{DBO} = -0,0252(DBO)^5 + -0,1176(DBO)^4 + 4,7091(DBO)^3 + -22,767(DBO)^2 + 6,0583(DBO) + 99,403$ $R^2 = 0,9997$
Coliformes termotolerantes	$Q_{CTE} = 5E-18(CTE)^6 + -5E-14(CTE)^5 + 2E-10(CTE)^4 + -5E-07(CTE)^3 + 0,0005(CTE)^2 + -0,3119(CTE) + 102,48$ $R^2 = 0,999$
Aceites y grasas	$Q_{AYG} = 4,6055 + 0,1369 (AYG) + -1,9241(AYG)^2 + 2,0663(AYG)^3 + -0,9878(AYG)^4$ $R^2 = 0,999$
Fosfatos	$Q_{PO4} = -1E-09(PO4)^6 + 3E-07(PO4)^5 + -5E-05(PO4)^4 + 0.0038(PO4)^3 + -0,11520(PO4)^2 + -0,2198(PO4) + 100,81$ $R^2 = 0,9998$
Nitratos	$Q_{NO3} = 4E-09(NO3)^6 + 1E-06(NO3)^5 + 8,00E-05(NO3)^4 + -0,0019(NO3)^3 + -0,0216(NO3)^2 + -0,2553(NO3) + 100,1$ $R^2 = 0,9998$
Sulfuros	$Q_{SULF} = (1,0012E + 02 + -2,7066E + 3 (SULF) + 2,6588E + 04(SULF)^2 + -1,0620E + 05(SULF)^3 + 1,9087E + 05 (SULF)^4 + -1,2663E + 05 (SULF)^5)/(1 + -2,5198E + 01(SULF) + 1,8647E + 02(SULF)^2 + 9,2288E + 01(SULF)^3 + -2,1897 + 03(SULF)^4 + 4,0659E + 03(SULF)^5)$ $R^2 = 0,996$
Hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos	$Q_{HDD} = 0,0005(HDD)^5 + -0,015(HDD)^4 + 0,1386 (HDD)^3 + -0,0862(HDD)^2 + -10,33 (HDD) + 100,01$ $R^2 = 1,00$

Fuente: Elaboración propia

Anexo 9. Parámetros de calidad acuática según la normativa nacional (Ministerio del Ambiente, 2015; 2017)

Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales

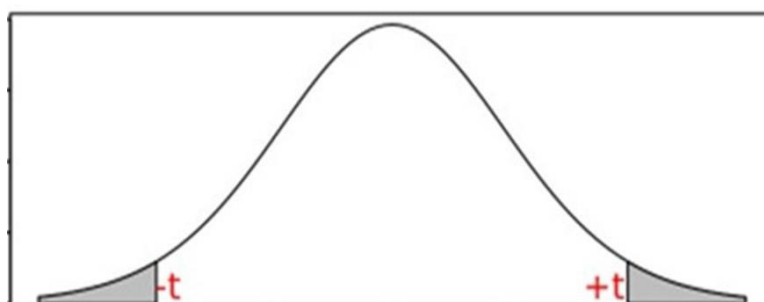
Subcategoría C2: Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas marino costeras

Fuente/Parámetros	DECRETO SUPREMO N.º 015-2015-MINAM	DECRETO SUPREMO N.º 004-2017-MINAM
Fisicoquímicos		
Aceites y grasas (mg/L)	1.0	1.0
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) mg/L	10	10
Nitratos (NO ₃ ⁻) (c) mg/L	16	16
Oxígeno disuelto (valor mínimo) mg/L	≥ 3	≥ 3
Potencial de hidrógeno (pH) (Unidad de pH)	6,8-6,5	6,8-8,5
Sólidos suspendidos totales mg/L	60	60
Sulfuros mg/L	0.05	0.05
Temperatura °C	Δ3	
Orgánico		
Hidrocarburos totales de petróleo (fracción aromática) mg/L	0.007	0.007
Microbiológico		
Coliformes termotolerantes NMP/100mL	≤30	≤30

Elaboración propia, con base en el Decreto Supremo N.º 015-2015-MINAM, que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua, y el Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM, que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua y establece disposiciones complementarias.

Anexo 10. Distribución de la prueba t de Student usada en el estudio

Distribución de la t de Student



gl	ÁREA DE DOS COLAS						
	0,20	0,10	0,05	0,02	0,01	0,001	0,0001
1	3,078	6,314	12,706	31,821	63,657	636,619	6366,198
2	1,886	2,920	4,303	6,695	9,925	31,598	99,992
3	1,638	2,353	3,182	4,541	5,841	12,924	28,000
4	1,533	2,132	2,776	3,747	4,604	8,610	15,544
5	1,476	2,015	2,571	3,365	4,032	6,869	11,178
6	1,440	1,943	2,447	3,143	3,707	5,959	9,082
7	1,415	1,895	2,365	2,998	3,499	5,408	7,885
8	1,397	1,860	2,306	2,896	3,355	5,041	7,120
9	1,383	1,833	2,262	2,821	3,250	4,781	6,594
10	1,372	1,812	2,228	2,764	3,169	4,587	6,211
11	1,363	1,796	2,201	2,718	3,106	4,437	5,921
12	1,356	1,782	2,179	2,681	3,055	4,318	5,694
13	1,350	1,771	2,160	2,650	3,012	4,221	5,513
14	1,345	1,761	2,145	2,624	2,977	4,140	5,363
15	1,341	1,753	2,131	2,602	2,947	4,073	5,239
16	1,337	1,746	2,120	2,583	2,921	4,015	5,134
17	1,333	1,740	2,110	2,567	2,898	3,965	5,044
18	1,330	1,734	2,101	2,552	2,878	3,922	4,966
19	1,328	1,729	2,093	2,539	2,861	3,883	4,897
20	1,325	1,725	2,086	2,528	2,845	3,850	4,837
21	1,323	1,721	2,080	2,518	2,831	3,819	4,784
22	1,321	1,717	2,074	2,508	2,819	3,792	4,736
23	1,319	1,714	2,069	2,500	2,807	3,767	4,693
24	1,318	1,711	2,064	2,492	2,797	3,745	4,654
25	1,316	1,708	2,060	2,485	2,787	3,725	4,619
26	1,315	1,706	2,056	2,479	2,779	3,707	4,587
27	1,314	1,703	2,052	2,473	2,771	3,690	4,558
28	1,313	1,701	2,048	2,467	2,763	3,674	4,530
29	1,311	1,699	2,045	2,462	2,756	3,659	4,506
30	1,310	1,697	2,042	2,457	2,750	3,646	4,482
40	1,303	1,684	2,021	2,423	2,704	3,551	4,321
60	1,296	1,671	2,000	2,390	2,660	3,460	4,169
100	1,290	1,660	1,984	2,364	2,626	3,390	4,053
140	1,288	1,656	1,977	2,353	2,611	3,361	4,006
∞	1,282	1,645	1,960	2,326	2,576	3,291	3,891