



**EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS EN LA HIDRODINÁMICA Y LA CALIDAD DEL AGUA
DE UNA PLANTA MAREOMOTRIZ TIPO EMBALSE EN LA BAHÍA DE BUENAVENTURA**

VALERY FRANCO OSORIO - 2028700

TRABAJO DE GRADO

Director
JUAN GABRIEL RUEDA BAYONA, Dr.Eng

FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL (3754)
SANTIAGO DE CALI, 2026

1.1.1.1.1.1 NOTA DE ACEPTACIÓN

Dr.Eng.

JUAN GABRIEL RUEDA BAYONA
DIRECTOR

JURADO

JURADO

Santiago de Cali, diciembre 2025

Agradecimientos

Agradezco profundamente a Dios, por haberme dado la fuerza, la paciencia y la sabiduría necesarias para culminar esta etapa de mi vida.

A mis padres, quienes, con su amor incondicional, sus palabras de aliento y su fe constante en mí, fueron mi mayor soporte en cada paso del camino. Ellos son mi ejemplo y mi refugio, me han impulsado siempre a perseguir mis metas, sin importar la dificultad y a perseverar sobre ellas. Este logro y cada paso que doy es completamente para ellos.

A mi hermanita, quien, con su ternura, compañía y apoyo incondicional, fue un pilar fundamental tanto en mi vida académica como personal. Gracias por caminar a mi lado cada día.

A mi profesor Juan Gabriel Rueda, cuyo conocimiento, compromiso y orientación fueron clave para el desarrollo de este trabajo. Cada palabra que compartió conmigo desde el primer momento que nos conocimos fueron de motivación y aliento por llenarme de conocimiento y experiencias nuevas. Su guía ha dejado una huella profunda en mi formación profesional.

A mis amigas de la universidad, Diana, Marian, Luisa, Valentina y Sara, gracias por compartir conmigo este recorrido lleno de aprendizajes, retos y momentos inolvidables. Su amistad fue luz en los días difíciles y alegría en los logros.

A mis amigos de toda la vida, Valentina, Cindy, Julieth y Giovanni, quienes me han acompañado desde la transición del colegio a la universidad y aún hoy siguen presentes. Su compañía ha sido uno de los mayores regalos en mi vida, y siempre han estado allí en cada nueva etapa que he enfrentado.

Finalmente, agradezco a mis compañeros del grupo de investigación, en especial a Miller, por su disposición, colaboración y apoyo durante este proceso. Gracias por compartir conocimientos y por ser parte de este camino de crecimiento.

Resumen

Este estudio evaluó los impactos hidrodinámicos y de calidad del agua asociados a la construcción de una planta mareomotriz tipo embalse en la zona norte de la bahía de Buenaventura, Colombia. Para ello, se utilizó el software de modelación numérica Delft3D, utilizando dos módulos, el hidrodinámico (FLOW) y de calidad del agua (D-Water Quality). El análisis se centró en los esteros Las Cruces, Crucecitas, Doscientos Pesos y Colebarco.

Los resultados hidrodinámicos evidenciaron que la incorporación de diques no genera modificaciones en la dinámica global de la circulación de la bahía. Las velocidades de corriente en los escenarios con y sin diques presentan comportamientos similares, manteniéndose dentro de los rangos reportados para sistemas estuarinos mareales. Sin embargo, a escala local, se observan incrementos puntuales de velocidad, especialmente durante condiciones de sicigia y cuadratura con registros de valores superiores a 2 m/s, mientras que en estoa se registran valores cercanos a 0.3 m/s.

En cuanto a calidad de agua, mostraron que los escenarios con y sin diques presentan comportamientos muy similares para la mayoría de los parámetros evaluados. Bajo el escenario sin diques, la bahía presentó un comportamiento típico de ambientes estuarinos con temperaturas superiores a 27 °C y variaciones en los parámetros del sector interno de la bahía, influenciada por las descargas domésticas y el río Dagua. Las estaciones más cercanas a los puntos de vertimiento 217-BDB y 227-BDB presentan los mayores impactos.

En la condición del modelo con diques, los parámetros se mantuvieron similares, con variaciones ligeras en los parámetros principales. El OD se mantuvo entre 3.6 y 7.8 g/m³. Los valores de DBO₅ permanecieron dentro de los rangos históricos reportados por la REDCAM, a excepción de la descarga 124, la cual registró valores extremos de 35 g/m³. Se identificó que la zona podría ser susceptible a desencadenar procesos de eutrofización por efecto de las vertientes directas de aguas domésticas sin tratamiento previo. Esto también produce concentraciones altas de coliformes totales en la zona. Estos cambios implican riesgos para la biodiversidad local y los procesos ecológicos del estuario.

Adicionalmente, se evidenció que la dinámica y el prisma mareales controlan los procesos de dilución, transporte y dispersión de contaminantes. La capacidad de renovación del agua asociada al intercambio mareal contribuye a disminuir de manera parcial los efectos de descargas antrópicas, aunque no elimina completamente su impacto.

Este trabajo aporta información técnica y científica para futuros estudios relevantes de proyectos mareomotrices en Colombia, resaltando la necesidad de considerar el componente ambiental desde las etapas iniciales. Además, evidencia el potencial de estas tecnologías para contribuir a un desarrollo energético más sostenible, especialmente en comunidades con acceso limitado a servicios básicos.

Palabras clave

Bahía de Buenaventura, Energía mareomotriz, Embalse, Delft3D, Hidrodinámica, Calidad del agua

Tabla de contenido

1.	Planteamiento del problema.....	11
2	Objetivos de investigación	14
2.1	Objetivo general	14
2.2	Objetivo específico	14
3	Justificación	14
4	Marco teórico	15
4.1	Física de las mareas.....	15
4.2	Potencial del recurso energético.....	17
4.3	Plantas mareomotrices existentes	19
4.3.1	Planta mareomotriz en el lago Sihwa.....	19
4.3.2	Planta mareomotriz La Rance.....	20
4.3.3	Planta mareomotriz Annapolis	21
4.3.4	Planta mareomotriz de Kislaya Guba.....	21
4.3.5	Planta mareomotriz Jiangxia.....	22
4.4	Implementación de modelos numéricos.....	22
4.5	Ecuación de continuidad.....	25
4.6	Ecuaciones básicas y definición de balance de masa.....	26
4.7	Procesos de calidad de agua.....	27
4.7.1	OXÍGENO Y DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	27
4.7.2	NUTRIENTES.....	31
4.7.3	PRODUCTORES PRIMARIOS.....	35
4.7.4	MATERIA ORGÁNICA.....	39
4.7.6	SUSTANCIAS INORGÁNICAS Y pH	42
4.7.7	METALES PESADOS.....	49
4.7.8	SEDIMENTOS Y TRANSPORTES DE MASA	51
4.7.9	TEMPERATURA.....	53
5	Metodología.....	55
5.1	Área de estudio	56
5.2	Levantamiento de información.....	57
5.3	Implementación del módulo hidrodinámico (Flow)	62
5.3.1	Generación de la malla (grid).....	62
5.3.2	Calibración y validación del modelo hidrodinámico	64
5.4	Implementación del módulo de calidad de agua (Delwaq)	64
5.4.1	Calibración del modelo de calidad de agua.....	65

6	Resultados.....	66
6.1	Calibración del modelo	67
6.2	Hidrodinámica y calidad del agua en condiciones actuales (sin diques).	68
6.3	Hidrodinámica y calidad del agua con presencia de diques	81
7	Evaluación de prefactibilidad.....	93
7.1	Recomendaciones Hidráulicas	99
7.2	Recomendaciones Ambientales	99
8	Conclusiones	100
9	Referencias.....	102
10	Anexo	108
10.1	Anexo1: Resultado de calibración.....	108

Contenido de Tablas

Tabla 1.	Análisis del problema.....	13
Tabla 2.	Procesos en D-Water Quality con efectos en el pH.....	44
Tabla 3.	Descripción de los datos de ERA 5.....	57
Tabla 4.	Recopilación de las Estaciones de muestreo REDCAM.....	61
Tabla 5.	Selección de parámetros físicos, químicos y biológicos de la librería sustancias de Delft3D.....	64
Tabla 6.	Parámetros de descarga de los 3 puntos de vertimiento.....	65
Tabla 7.	Configuración de las condiciones iniciales del modelo de la Bahía de Buenaventura en el módulo Delwaq.....	68
Tabla 8.	Resultados comparativos entre los resultados de modelación (Delft3D) para sicigia, cuadratura y estoa con y sin diques frente a los datos medidos por Vallecaucana de Aguas S.A. E.S.P. (2016).....	94
Tabla 9.	Resultados comparativos entre los resultados de modelación (Delft3D) para Sicigia, Cuadratura con y sin Diques frente a los datos medidos por REDCAM (2021) en la zona Buenaventura urbana.....	95
Tabla 10.	Resultados comparativos entre los resultados de modelación (Delft3D) para Sicigia, Cuadratura con y sin Diques frente a los datos medidos por REDCAM (2021) en la zona Buenaventura afuera.....	96
Tabla 11.	Zonas afectadas en la Bahía de Buenaventura por cada parámetro modelado ..	98
Tabla 12.	Comparación entre valores de Temperatura reportados en REDCAM y valores del modelo.....	108
Tabla 13.	Comparación entre valores de OD reportados en REDCAM y valores del modelo	109
Tabla 14.	Comparación entre valores de DBO ₅ reportados en REDCAM y valores del modelo.....	109
Tabla 15.	Comparación entre valores de NO ₃ reportados en REDCAM y valores del modelo	110
Tabla 16.	Comparación entre valores de Coliformes Totales reportados en REDCAM y valores del modelo.....	110

Contenido de Figuras

Figura 1. Efecto de la luna en el rango de mareas. Tomado de Webb, 2017	15
Figura 2. Esquema de las mareas: Luna nueva (1), luna creciente (2), luna llena (3) y luna menguante (4). Tomado de VADEMECUM REMER, 2025	16
Figura 3. Niveles de marea. Tomado de Oviedo-Barrero et al., 2020	17
Figura 4. Turbinas de corriente. Tomado de OVACEN, 2025	18
Figura 5. Presas de marea. Tomado de instrumentic, 2025	19
Figura 6. Ubicación y esquema de la presa mareomotriz en el lago Sihwa, República de corea. Tomado de Bae et al., 2010	20
Figura 7. Presa mareomotriz La Rance, Francia. Tomado de Charlier, 2007	20
Figura 8. Presa mareomotriz Annapolis, Canadá y Turbina Straflo. Tomado de Neto et al., 2011.....	21
Figura 9. Planta mareomotriz de Kislaya Guba, Rusia. Tomada de Neto et al., 2011.....	21
Figura 10. Planta mareomotriz de Jiangxia, China. Tomado de Li & Pan, 2017	22
Figura 11. Metodología aplicada	55
Figura 12. Área de estudio, ubicación de los puntos de monitoreo y dominio del modelo hidrodinámico 3D. Tomado de Rueda-Bayona et al., 2023	56
Figura 13. Área de estudio, ubicación de la presa de marea, puntos de monitoreo y dominio del modelo hidrodinámico 3D. Tomado de Parrado & Rueda-Bayona, 2024.....	57
Figura 14. REDCAM, Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia. Tomado de INVEMAR, 2025.....	59
Figura 15. Estaciones de muestreo de aguas residuales – Municipio de Buenaventura. Tomada de Analquim LTDA, 2016	60
Figura 16. Mapa de estaciones de muestreo REDCAM en el departamento del Valle del Cauca. Tomada de INVEMAR, 2021.....	61
Figura 17. Ubicación de los puntos de muestreo (puntos azules), descargas (rombo rojo) y diques (línea amarilla) en la Bahía de Buenaventura	62
Figura 18. Mallado Bahía de Buenaventura, modelo hidrodinámico y de calidad de agua .	63
Figura 19. Información Batimétrica en la Bahía de Buenaventura	63
Figura 20. Resultados de la calibración del modelo de datos del nivel del agua: (a) diagrama de dispersión modelada vs. medida, (b) comparación de series de tiempo horarias de 1 año (2021), (c) ampliación de la comparación de series de tiempo. Tomado de Rueda-Bayona, J.G et al., 2023	64
Figura 21. Casos de modelación de calidad de aguas para la calibración del modelo Delft3D.....	67
Figura 22. Modelo hidrodinámico sin diques de la velocidad horizontal en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	69
Figura 23. Modelo hidrodinámico sin diques de la velocidad promedio de profundidad en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	69
Figura 24. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de Temperatura de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	70
Figura 25. Comportamiento temporal del parámetro de temperatura en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha).....	71

Figura 26. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de OD de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	72
Figura 27. Comportamiento temporal del parámetro de oxígeno disuelto en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	73
Figura 28. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de DBO ₅ de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	74
Figura 29. Comportamiento temporal del parámetro de demanda bioquímica de oxígeno en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	74
Figura 30. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de salinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	75
Figura 31. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de nitrato de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	76
Figura 32. Comportamiento temporal del parámetro de nitrato en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	76
Figura 33. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de ortofosfatos de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	77
Figura 34. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de alcalinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	78
Figura 35. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de amonio de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	79
Figura 36. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de coliformes totales de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	80
Figura 37. Comportamiento temporal del parámetro de coliformes totales en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	80
Figura 38. Modelo hidrodinámico con diques de la velocidad horizontal en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	81
Figura 39. Modelo hidrodinámico con diques de la velocidad promedio de profundidad en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	82
Figura 40. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de Temperatura de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	83
Figura 41. Comportamiento temporal del parámetro de temperatura en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	83
Figura 42. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de OD de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha) ...	84
Figura 43. Comportamiento temporal del parámetro de oxígeno disuelto en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	85

Figura 44. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de DBO_5 de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)...	86
Figura 45. Comportamiento temporal del parámetro de demanda bioquímica de oxígeno en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	86
Figura 46. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de salinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)...	88
Figura 47. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de nitrato de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)...	89
Figura 48. Comportamiento temporal del parámetro de nitrato en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	89
Figura 49. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de ortofosfatos de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	90
Figura 50. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de alcalinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	91
Figura 51. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de amonio de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)...	92
Figura 52. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de coliformes totales de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)	92
Figura 53. Comportamiento temporal del parámetro de coliformes totales en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)	93
Figura 54. Distribución de la Temperatura simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	111
Figura 55. Distribución de la Temperatura simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	111
Figura 56. Distribución del oxígeno disuelto (OD) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	112
Figura 57. Distribución del oxígeno disuelto (OD) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	112
Figura 58. Distribución de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	113
Figura 59. Distribución de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	113
Figura 60. Distribución del Nitrato Oxígeno (NO_3) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	114

Figura 61. Distribución del Nitrato Oxígeno (NO ₃) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	114
Figura 62. Comparación de Coliformes Totales entre el modelo y los valores reportados por REDCAM. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	115
Figura 63. Comparación de Coliformes Totales entre el modelo y los valores reportados por REDCAM. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021	115
Figura 64. Error relativo de la Temperatura de las estaciones en la bahía de Buenaventura	116
Figura 65. Error relativo del OD de las estaciones en la bahía de Buenaventura	116
Figura 66. Error relativo de la DBO ₅ de las estaciones en la bahía de Buenaventura	117
Figura 67. Error relativo del NO ₃ de las estaciones en la bahía de Buenaventura	117
Figura 68. Error relativo de Coliformes Totales de las estaciones en la bahía de Buenaventura	118

1. Planteamiento del problema

En la actualidad, las energías renovables no convencionales están llamando la atención en diferentes países por su baja generación de gases de efecto invernadero (GEI). Entre las alternativas de energías renovables sugeridas se presenta la energía mareomotriz, la cual aprovecha el cambio del nivel del mar por efecto de las mareas para generar energía (Prandle, 1984; Jodar, 2020). La energía mareomotriz aprovecha como fuente primaria un recurso renovable e inagotable, incluso bajo condiciones de explotación continua. Además, la transformación energética no permite la generación de subproductos contaminantes en alguno de los estados (sólido, líquido o gaseoso). Sin embargo, en el contexto económico y ambiental, no muchos países pueden acceder a este tipo de tecnologías (Moreno, 2016).

Existen dos tipos de generación de energía a partir de las mareas, por ejemplo, turbinas de corriente, las cuales aprovechan la energía cinética y utilizan las velocidades de las corrientes de marea en su medio natural (Prandle, 1984; Quintero y Quintero, 2015). Estas turbinas aprovechan el flujo constante del agua para realizar un movimiento en las paletas del rotor con el fin de transformarlo en energía, esta tecnología es más utilizada a nivel mundial debido al bajo impacto ecológico, ya que se trata de evitar el contacto con la flora y fauna marina (Moreno, 2016).

Por otro lado, las presas de marea representan embalses integrados por diques, compuertas y turbinas tipo bulbo para generar electricidad al permitir un constante movimiento del agua de un lado a otro durante los cambios de marea (Prandle, 1984). Aunque este enfoque contribuye a la limpieza de la zona y la creación de ecosistemas húmedos, presenta desafíos significativos, como altos costos en infraestructura civil, limitados lugares viables para su implementación y considerables impactos ambientales (Moreno, 2016).

En el contexto de Colombia, se ha promulgado la ley 2099 de 2021 emitida por el Congreso de la República de Colombia y reglamentada por el Ministerio de Minas y Energía, básicamente busca activar los mecanismos para implementar la transición de energías renovables y promover la financiación de proyectos de energías marinas. Lo anterior toma relevancia a través de los estudios que han demostrado el potencial energético en el país, teniendo como referente el pacífico colombiano (Quintero & Rueda, 2021). Estos autores determinaron a través del análisis de algunos puntos claves, que el área con el mayor potencial energético para aplicar la energía mareomotriz en la zona del Pacífico Colombiano es la bahía de Buenaventura. En otro estudio, se reafirmó esta posibilidad al concluir que la bahía de Buenaventura es una zona ideal para implementar turbinas de corriente de mareas de tercera generación (Rueda-Bayona et al., 2023). Igualmente, dentro de la bahía de Buenaventura, se ha delimitado que las zonas de interés donde se puede desarrollar la energía mareomotriz es el sector norte, en conjunto con los cuatro esteros que limitan el área: Estero las Cruces, Estero Crucecitas, Estero Doscientos Pesos y Estero Colebarco, como la zona de estudio (Quintero & Rueda, 2021).

En la bahía de Buenaventura existe la posibilidad de instalar presas de marea en alguno de los esteros mencionados anteriormente. Esta selección se basa en que las presas de marea pueden generar impactos positivos, como el mejoramiento de las condiciones socio-económicas de los habitantes cercanos a la presa, la mitigación y prevención de desastres

naturales como las inundaciones (kidd et al., 2015; Prime et al., 2017), el suministro de agua dulce, la generación de electricidad (kidd et al., 2015), una mejor conectividad para el transporte (Prime et al., 2017), el turismo y la pesca (Severn tidal power-sea topic paper hydraulics and Geomorphology, 2010), entre otros.

Sin embargo, es fundamental evaluar y establecer los potenciales efectos negativos asociados con la construcción de una presa tipo embalse, que han sido ampliamente advertidos por la comunidad científica y también es crucial considerar los efectos ambientales adversos que han sido documentados en otras instalaciones similares (Burrows et al., 2008; Langston et al., 2010; Hooper & Austen, 2013; kidd et al., 2015). Estos efectos abarcan desde los cambios en la circulación del agua, el comportamiento de los sedimentos, la aparición de turbidez por la mezcla de agua dulce con el agua proveniente de los esteros, la acumulación de sedimentos atrapados por las presas, el cambio en el régimen de las aguas subterráneas, la erosión en las orillas de los estuarios, la pérdida de humedales de marea, la intrusión de agua salada, el enrojecimiento por algas y la pérdida de hábitat estuarino (kidd et al., 2015).

Además, estas estructuras obstaculizan la migración de peces, provocan un aumento de la colisión de peces y mamíferos marinos, alteran los niveles de salinidad y calidad del agua y tiene efectos sobre la hidrodinámica del cuerpo de agua (Burrows et al., 2008; Hooper & Austen, 2013). Uno de los efectos ambientales preocupantes ocasionados por la construcción de presas de marea es el aumento significativo de las concentraciones de nutrientes, como los nitratos. Estos nutrientes en exceso desencadenan la proliferación descontrolada de algas, desequilibrando los ecosistemas acuáticos. Además, la presencia elevada de nutrientes conlleva a una disminución de los sedimentos en suspensión, contribuyendo a un proceso conocido como eutrofización (Langston et al., 2010).

En ese sentido, la propuesta de investigación plantea la evaluación de los impactos que generan la construcción de una presa de marea utilizando un modelo de simulación numérico (Delft3D), para lo cual, se utilizarán los aspectos hidrodinámicos y de calidad del agua, de esta manera se obtendrán los resultados y se plantearán algunas recomendaciones a nivel de pre-factibilidad, en un aspecto hidráulico y ambiental. Acorde con lo anterior, se pretende resolver la siguiente pregunta:

¿Cuáles son los impactos que va a generar la construcción de una presa de marea sobre la bahía de Buenaventura, específicamente sobre los cuatro esteros que limitan la zona norte de la bahía: Estero las Cruces, Estero Crucecitas, Estero Doscientos Pesos y Estero Colebarco?

Tabla 1. Análisis del problema

Efectos indirectos	1.1 Cambios en el comportamiento hidrodinámico y alteración de los parámetros hidráulicos del área afectada.	1.2 Acumulación y Aumento de la concentración de sedimentos.	1.3 Alteración de los niveles de salinidad.	1.4 Proliferación de algas debido a exceso de nutrientes.	2.1 Cambios en el hábitat y en las actividades de los organismos y microorganismos predominantes en el sector.	2.2 obstrucción de la ruta de migración de peces y mamíferos marinos y aumento del riesgo de colisión contra las turbinas de la planta.
Efectos directos	1. Impactos en la calidad del agua.				2. vulnerabilidad en el ecosistema estuarino.	
Problema central Limitado conocimiento de los impactos en la calidad del agua que generaría la construcción de una presa de energía mareomotriz en un sector de la bahía de Buenaventura						
Causas directas	Poco conocimiento de la variabilidad espacio-temporal de las condiciones océano-atmosféricas e hidrológicas enfocadas a la identificación del potencial energético mareomotriz en Colombia.	Escasa información de la calidad del agua sobre los esteros las Cruces, Crucecitas, Doscientos Pesos y Colebarco.	La mayoría de estudios de modelación son aplicados sobre comportamientos hidrodinámicos en cuerpos de agua continental.	Bajo conocimiento técnico científico para el desarrollo tecnológico que permitan aprovechar las energías renovables no convencionales de origen marino.		Los estudios ambientales de prefactibilidad y factibilidad no cuentan con una reglamentación específica para la tecnología lo que limita el interés del sector privado en ejecutarlos.
Causas indirectas	Falta de proyectos de investigación y desarrollo tecnológico financiados por convocatorias públicas que se enfoquen en energías marinas.		Los mecanismos de financiación de proyectos de energías marinas no se han activado de manera efectiva según la ley 2099 de 2021.	Escasez de capacidades técnico-científicas en el talento humano local para el desarrollo de las tecnologías marinas.	Poco conocimiento de las oportunidades de la energía mareomotriz por parte de las empresas privadas	

2 Objetivos de investigación

2.1 Objetivo general

Evaluar los impactos en la hidrodinámica y la calidad del agua que generaría la construcción de una presa de energía mareomotriz en un sector de la bahía de Buenaventura.

2.2 Objetivo específico

- Caracterizar el comportamiento de la hidrodinámica y de calidad del agua en condiciones naturales de la zona de estudio mediante modelación numérica.
- Analizar los efectos de una presa de marea sobre la hidrodinámica y calidad del agua mediante modelación numérica.
- Formular recomendaciones hidráulicas y ambientales a nivel de pre-factibilidad para el intercambio de aguas de la futura presa de marea.

3 Justificación

Colombia está experimentando el aumento de la demanda energética por el crecimiento de la población, por lo tanto, ha comenzado un proceso de transformación para el desarrollo e investigación de proyectos que implementen el uso de energías renovables no convencionales (Güiza et al., 2019; Quintero & Rueda, 2021). Por una parte, debido a los efectos ocasionados por la problemática mencionada existe una creciente preocupación por reducir las emisiones de GEI consecuencia de una producción poco sostenible ligada a la dependencia de combustibles fósiles, así mismo, se espera que la transición energética hacia fuentes renovables que el país está viviendo, permita disminuir los efectos del cambio climático (Güiza et al., 2019).

Por otro lado, el Pacífico colombiano forma parte de las zonas no interconectadas (ZNI), donde grupos familiares y comunidades se enfrentan a costos elevados por el suministro de energía, que en 2021 se estimaba en alrededor de \$23.000 COP, aunque el monto real a pagar era mucho menor (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2021). Por lo tanto, la implementación de tecnologías renovables no convencionales como la energía mareomotriz en la costa Pacífica del país, podría ser una oportunidad para mejorar la conectividad a la red eléctrica y reducir las limitaciones de acceso a la energía para comunidades con poca o nula conexión, quienes se ven afectados por los altos costos de los servicios básicos de electricidad.

En este sentido, se busca implementar la tecnología mareomotriz de presas de marea en un estuario en la bahía de Buenaventura y, según estudios como el presentado por Kidd et al. (2015), la construcción de presas de marea en estuarios puede alterar la calidad del agua, generando impactos como migración de especies, cambios en ecosistemas como marismas y manglares, alteración en el transporte de sedimentos, lo que podría tener afectaciones sociales y económicas para las comunidades locales. Además, estos cambios pueden tener

implicaciones en el cambio climático al alterar los flujos de carbono y nutrientes. Así las cosas, el presente estudio proporcionará información técnico ambiental de los posibles cambios en la calidad del agua que generaría una futura presa de marea en Buenaventura con la ayuda de un software de modelación numérica en la hidrodinámica y la calidad del agua, para así, contribuir en el avance de la transición energética mediante fuentes de energía renovables marinas.

4 Marco teórico

4.1 Física de las mareas

La ley de Gravitación Universal de Isaac Newton establece que dos cuerpos se atraen gravitacionalmente en proporción de sus masas. Estas fuerzas gravitacionales que interactúan entre la tierra, la luna y el sol generan variaciones en el nivel del mar durante varios periodos de tiempo a lo largo del día.

La atracción gravitacional de la luna sobre la tierra produce una protuberancia de agua en el lado de la tierra que mira hacia la luna ocasionando un evento de marea alta. Al mismo tiempo, en el lado opuesto de la tierra, la fuerza externa (fuerza inercial) se opone a la fuerza interna (fuerza gravitacional) equilibrando los cuerpos para mantenerlos en su órbita, esto genera una fuerza resultante que crea la segunda protuberancia lejos de la luna. Por otro lado, en los lados opuestos de la tierra se crea una marea baja por cada lado. Parte de la complejidad de este fenómeno, además de la tierra y la luna, es la fuerza ejercida por el sol, este cuerpo se encuentra 387 veces más lejos de la tierra que la luna y a pesar de su gran masa, las fuerzas gravitacionales del sol son la mitad de intensas que las fuerzas producidas por la luna. Debido a esto, el sol crea sus propias protuberancias de agua contribuyendo a la creación de mareas (Webb, 2017).

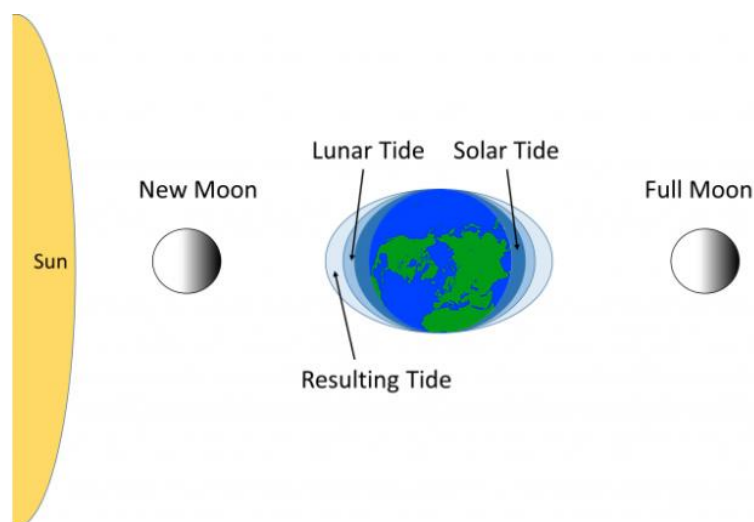


Figura 1. Efecto de la luna en el rango de mareas. Tomado de Webb, 2017

De acuerdo con las amplitudes de marea, se pueden identificar tres clases de marea:

- Las mareas de sicigia, alta o viva se presentan cuando la luna se encuentra en fase nueva y fase llena (NOAA, 2025). Durante este evento, la luna y el sol actúan juntos sobre la marea, lo que produce una amplitud de marea, tanto en pleamar como en bajamar, y una velocidad de corriente superior a los valores promedios (Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, 2002).
- Las mareas de cuadratura, baja o muerta se producen en las fases lunares de cuarto creciente y cuarto menguante, cuando el sol y la tierra forman un ángulo de 90° . Este evento causa una disminución de las amplitudes de marea y las velocidades de la corriente (Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, 2002).
- Las estoa de marea se presenta en el momento que el nivel del mar en pleamar y en bajamar permanece fijo (VADEMECUM REMER, 2025).

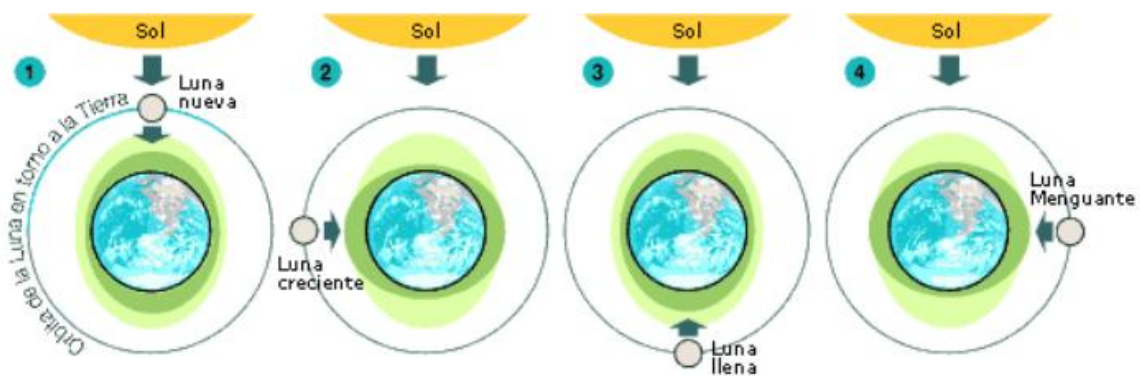


Figura 2. Esquema de las mareas: Luna nueva (1), luna creciente (2), luna llena (3) y luna menguante (4). Tomado de VADEMECUM REMER, 2025

Nota: 1 y 3: Cuando la luna y el sol están alineados, se producen las mayores diferencias de marea; 2 y 4: Cuando la luna y el sol están en un ángulo de 90° , se producen las menores diferencias de marea.

Teniendo en cuenta la frecuencia de las pleamares y bajamares durante el día, se puede clasificar de la siguiente forma (EBSCO, 2022):

- Las mareas diurnas experimentan una pleamar y una bajamar cada día lunar, con un promedio de 12 horas y 25 minutos.
- Las mareas semidiurnas se presentan en zonas que experimentan dos mareas altas y dos mareas bajas con una magnitud muy similar entre ellas.
- Las mareas mixtas se presentan en zonas que experimentan mareas diurnas o mareas semidiurnas de diferentes magnitudes cada día lunar.

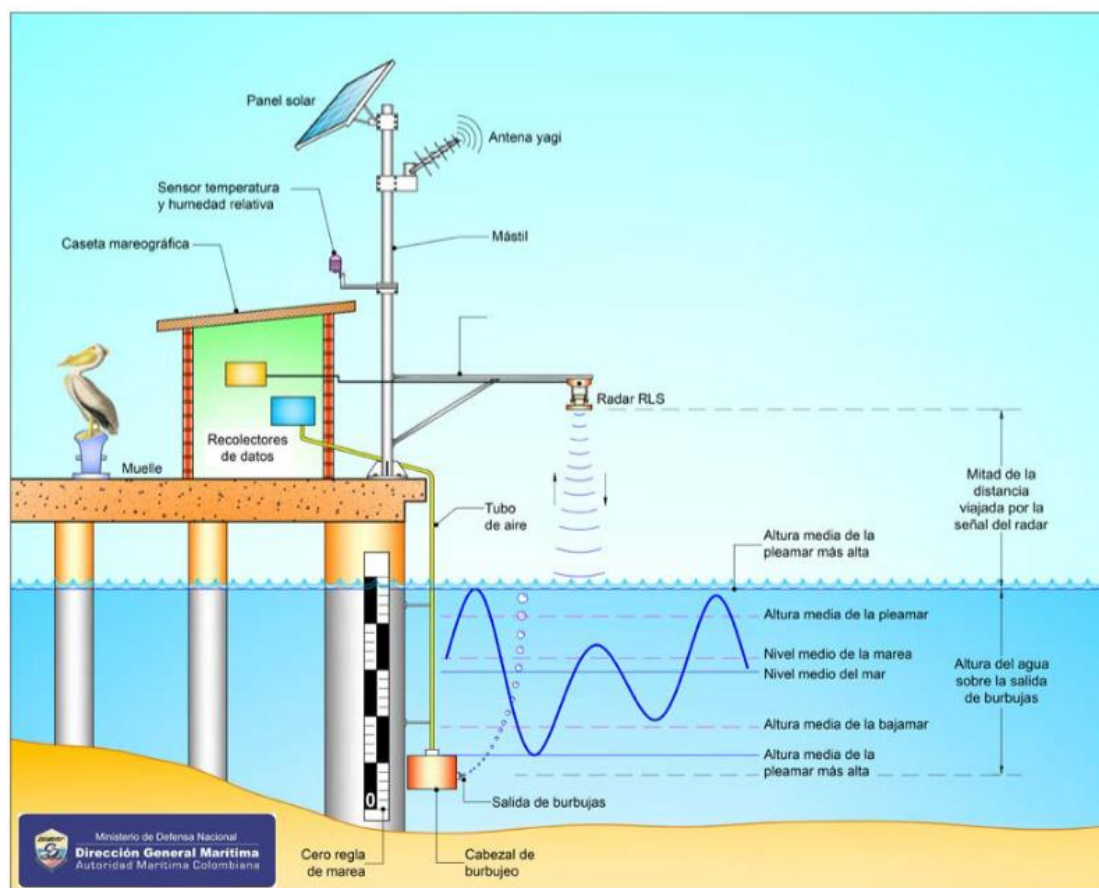


Figura 3. Niveles de marea. Tomado de Oviedo-Barrero et al., 2020

4.2 Potencial del recurso energético

Colombia ha experimentado el aumento de la demanda energética por la población como muchos países en desarrollo, por lo tanto, ha comenzado un proceso de transformación para el desarrollo e investigación de proyectos que implementen el uso de energías renovables no convencionales (Güiza et al., 2019 y Quintero y Rueda, 2021).

El desarrollo de este tipo de energías busca dejar de lado la dependencia de combustibles fósiles, debido a que, en la actualidad, muchas de las tecnologías no renovables usan el petróleo y el gas natural como combustibles principales. La extracción del petróleo y el gas están basados en procesos que generan gran impacto sobre la naturaleza y sobre la salud de las personas. Por tanto, para disminuir el agotamiento de los recursos naturales no renovables, se pretenden utilizar fuentes naturales que se reponen con el tiempo como el agua, la luz solar y el viento, para implementar tecnologías que produzcan energía de forma sostenible (Los libertadores, 2023). Además, la transición a este tipo de energías es importante por su baja producción de gases de efecto invernadero (GEI), lo que resulta fundamental para abordar la crisis de cambio climático (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2022).

Entre las tecnologías renovables no convencionales se presenta la energía mareomotriz, esta tecnología aprovecha el cambio del nivel del mar por efecto de las mareas y así, producir energía. Existen dos tipos de generación de energía a partir de las mareas, i.e turbinas de

corriente las cuales utilizan las velocidades de las corrientes de marea en su medio natural, y las presas de marea las cuales son embalses integrados por diques, compuertas y turbinas tipo bulbo para generar electricidad (Prandle, 1984).

El primer tipo de generación de energía son las turbinas de corriente de marea, estas funcionan a manera similar a la de la energía eólica. Las turbinas de corriente de marea permiten extraer la energía cinética del agua en movimiento para transformarla en electricidad. Sin embargo, existen diferencias importantes. El agua de mar es 382 veces más densa que el aire, por lo tanto, la velocidad de flujo es menor, esto hace que las turbinas deban operar bajo condiciones más exigentes, ya que, al estar sumergidas, deben soportar mayores fuerzas y momentos que una turbina eólica. Por esta razón, requieren un diseño estructural capaz de soportar cargas y generar electricidad durante las mareas altas y bajas, incluso cuando no está funcionando.



Figura 4. Turbinas de corriente. Tomado de OVACEN, 2025

Existen principalmente dos tipos de turbinas de corriente. Las turbinas de eje horizontal giran sobre un eje paralelo a la dirección del flujo de agua, mientras que las de eje vertical rotan con un eje en dirección perpendicular a la corriente. Estas tecnologías suelen instalarse en lugares en los cuales construir presas de marea resulta poco viable por factores como la profundidad, el bajo rango de marea la dificultad de acceso.

La segunda tecnología de generación de energía son las presas de marea, que funcionan de manera similar a una central hidroeléctrica, pero en este caso se aprovecha la energía potencial generada por la diferencia de altura entre mareas (Rourke et al., 2010). Las presas de marea separan dos áreas marino-costeras a través del dique y las compuertas para generar una diferencia en altura. Cuando la diferencia en altura ha alcanzado un nivel óptimo, el agua pasa a través de las turbinas ubicadas dentro de la represa (Charlier y Finkl, 2009). Con dos ciclos de marea por día, esta diferencia en altura se produce cuatro veces al día (a medida que la marea sube y baja). Así, la energía puede generarse en cualquier dirección, ya sea en modo de inundación y reflujó, o en ambas direcciones, conocido como modo dual (Petley et al., 2019).

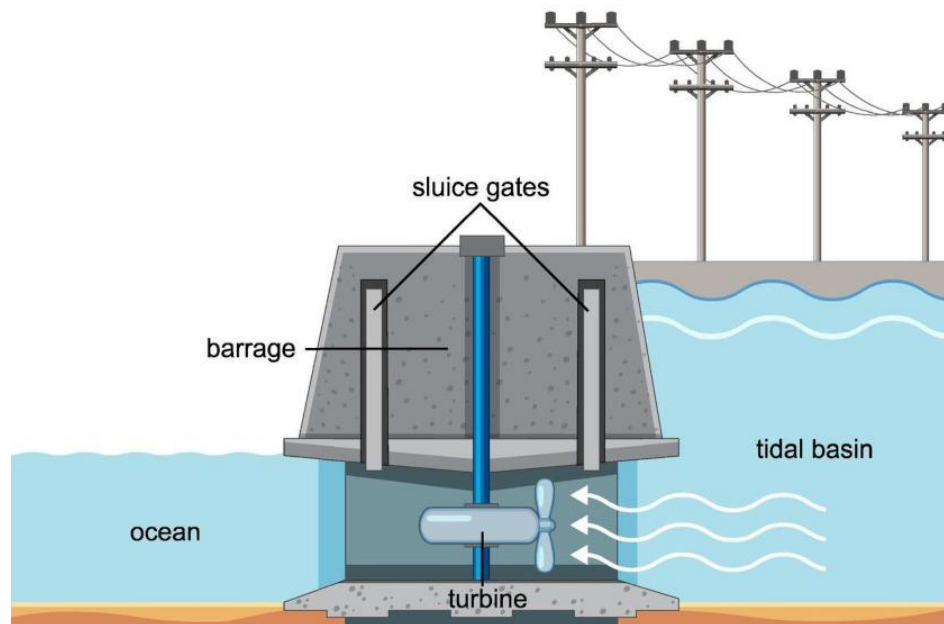


Figura 5. Presas de marea. Tomado de instrumentic, 2025

Las turbinas instaladas en estas presas pueden ser unidireccionales o bidireccionales, e incluyen diseños como turbinas bulbo, turbinas de straflo o de borde y turbinas tubulares. Además, los sistemas pueden clasificarse en dos tipos: de una sola cuenca o de doble cuenca, dependiendo de la manera en que se gestiona el agua para optimizar la producción de energía.

En el caso de una cuenca, existen tres modos de operación: generación de reflujo, donde el agua retenida en la marea alta se libera en la bajamar para generar electricidad; generación de crecidas, aprovecha la entrada del agua en la cuenca, aunque tiene mayores impactos ambientales; generación bidireccional, que combina ambas fases reduciendo los periodos de inactividad. Por otro lado, los sistemas de doble cuenca cuentan con un depósito adicional que permite almacenar parte del agua bombeada durante el reflujo, esto permite tener una mayor capacidad para suministrar electricidad en periodos de alta demanda (Rourke et al., 2010).

4.3 Plantas mareomotrices existentes

Actualmente, la generación de electricidad mediante presas de marea se efectúa en Francia, Corea del Sur, Canadá y Rusia. De acuerdo con La Agencia Internacional de las Energías Renovables (IRENA) y la Energía oceánica en Europa (OEE) (2023), en algunos de los países mencionados anteriormente, se han implementado cinco proyectos de generación de energía a partir de mareas que representan aproximadamente el 80% de la capacidad total instalada de energía oceánica.

4.3.1 Planta mareomotriz en el lago Sihwa

La central de energía mareomotriz en el lago Sihwa se encuentra en la región centro-occidental de la península de Corea, en la bahía de Kyeonggi, Corea del Sur. Es un proyecto que consiste en una central eléctrica la cual contiene 10 turbinas tipo bulbo con generadores

de accionamiento directo, compuertas y otros equipos auxiliares. La capacidad instalada de las turbinas y generadores es de 254 MW (25,4 MW 10 unidades tipo bulbo con diámetro de rodete de 7,5 m a 64,29 rpm). La planta fue diseñada para operar únicamente en el esquema de inundación. Su capacidad de Generación anual es de 225,7 GWh, hasta el momento es la central con mayor capacidad instalada para la generación de energía que existe (Bae et al., 2010). La planta opera en un rango medio de marea de 5,6 m, con una marea viva de 7,8 m y un área de cuenca de 30 km² (Neill et al., 2018).

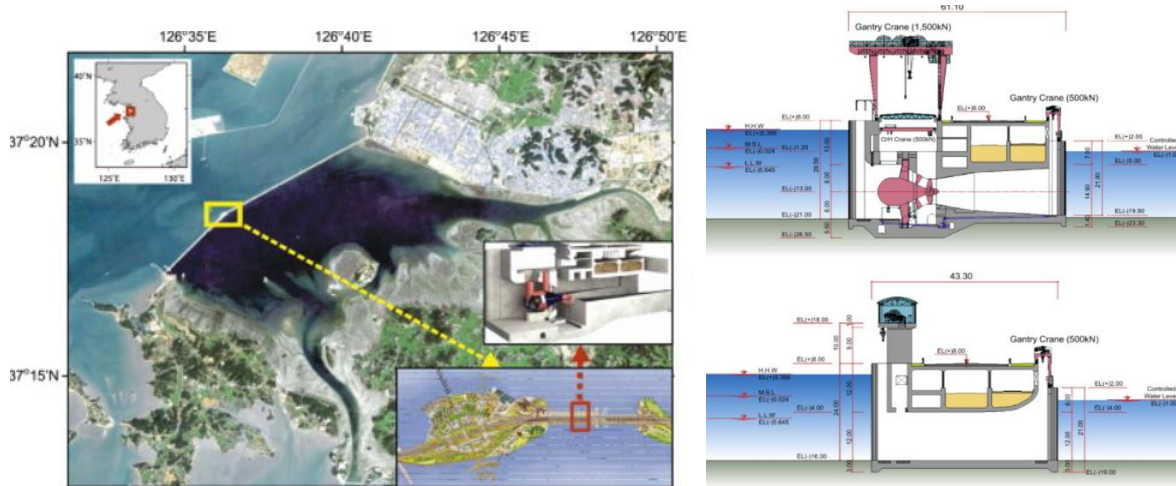


Figura 6. Ubicación y esquema de la presa mareomotriz en el lago Sihwa, República de Corea. Tomado de Bae et al., 2010

4.3.2 Planta mareomotriz La Rance

La central mareomotriz La Rance en Francia es uno de los proyectos más antiguos que comenzó a funcionar en 1996, con 240 MW de capacidad, la presa tiene una longitud de 720 m, que encierra una superficie de 22 km² de río. Veinticuatro turbinas de bulbo Alstom Hydro reversibles de 5,35 m de diámetro y 10 MW están funcionando con una altura hidrostática típica de 5 m. La central utiliza una combinación de generación bidireccional y almacenamiento por bombeo. La planta tiene una capacidad de potencia media de 68 MW, generando alrededor de 480 GWh al año (Petley et al., 2019).

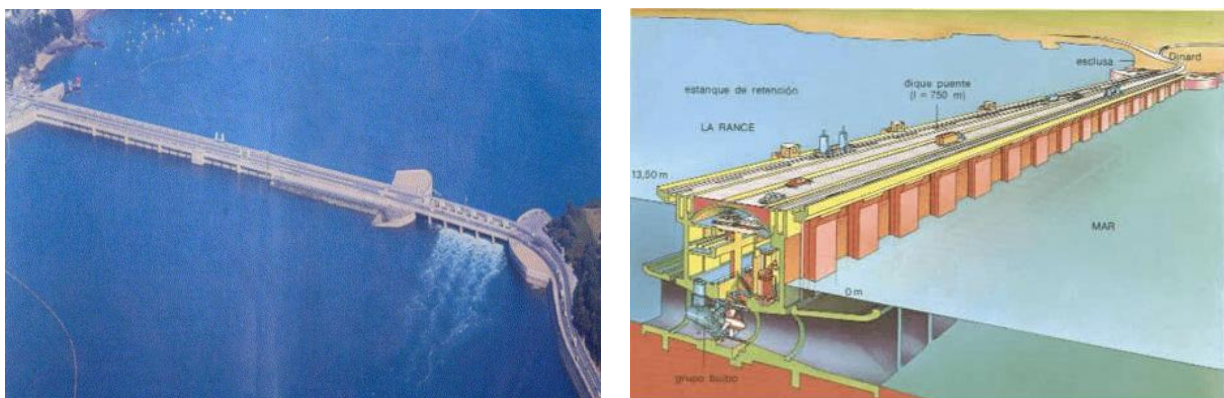


Figura 7. Presa mareomotriz La Rance, Francia. Tomado de Charlier, 2007

4.3.3 Planta mareomotriz Annapolis

La central mareomotriz Annapolis, ubicada en la bahía de Funday, Canadá, aprovechaba las mayores amplitudes de marea con una cabeza de 16 metros, operaba con una sola turbina Straflo con una capacidad máxima de 20 MW. Su generación de energía se producía principalmente durante la marea baja y, además, cumplía la función de sistema de defensa contra inundaciones. Sin embargo, en la actualidad la planta se encuentra fuera de operación y está en proceso de desmantelamiento.



Figura 8. Presa mareomotriz Annapolis, Canadá y Turbina Straflo. Tomado de Neto et al., 2011

4.3.4 Planta mareomotriz de Kislaya Guba

La central mareomotriz de Kislaya Guba, en Rusia, fue construida en 1968 como proyecto de prueba por el gobierno, con una potencia instalada inicial de 400 KW. (Neil et al., 2018). La planta se ubica en un espacio entre dos acantilados escarpados cerca de Múrmansk, su diseño se basó en el modelo de la central La Rance, utilizando turbinas de bulbo similares, aunque su localización en un entorno ártico mucho más severo exigió diversas adaptaciones (Waters & Aggidis, 2016). Además, fue considerada la central más pequeña en funcionamiento debido a su baja capacidad de crecimiento la cual ha sido de 1,7 MW (Neil et al., 2018). Sin embargo, debido a las condiciones climáticas severas y las amplitudes de marea entre 1,3 m y 3,9 m, el proyecto fue catalogado como inviable y permaneció una década fuera de operación, afectando las características ambientales del estuario durante ese periodo (Neto et al., 2011).

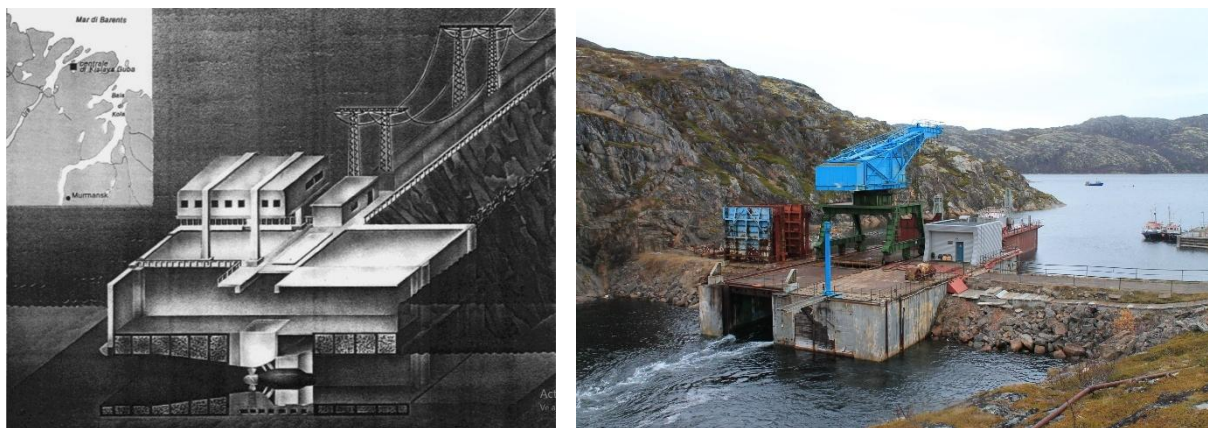


Figura 9. Planta mareomotriz de Kislaya Guba, Rusia. Tomada de Neto et al., 2011

4.3.5 Planta mareomotriz Jiangxia

La central mareomotriz de Jiangxia se sitúa en la bahía de Yueqing en la provincia de Zhejiang, China, una zona caracterizada por sus rangos de marea de hasta 8,4 m debido al estrechamiento progresivo de la bahía que incrementa la amplitud de la marea. Este comportamiento hidrodinámico ha favorecido el aprovechamiento del potencial energético en la región, donde la amplitud de la marea en el vértice de la bahía de Yueqing es aproximadamente 1 m mayor que en su desembocadura (Li & Pan, 2017).

La central funciona de forma bidireccional e incorpora 6 turbinas bulbo con una capacidad total de generación de 3,9 MW (Neil et al., 2018). La provincia de Zhejiang representa cerca del 40% del potencial mareomotriz aprovechable de China, tiene una capacidad instalada disponible estimada en $8,8 \times 10^5$ KW y una producción anual de $2,64 \times 10^8$ KWh. En el estudio de (Li & Pan, 2017), la provincia de Zhejiang presentó algunos inconvenientes asociados a la acumulación de sedimentos en la cuenca y a la falta de acuerdos entre el uso del agua para riego y las actividades de navegación

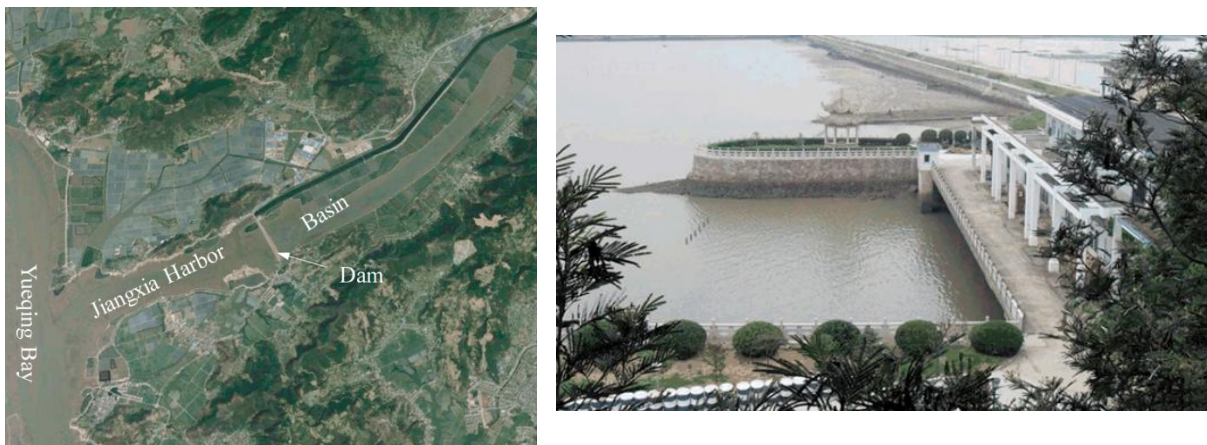


Figura 10. Planta mareomotriz de Jiangxia, China. Tomado de Li & Pan, 2017

4.4 Implementación de modelos numéricos

Las investigaciones de acceso abierto sobre la tecnología mareomotriz no son abundantes, sin embargo, es posible encontrar interesantes estudios. Angeloudis & Falconer (2017) empleó un modelo hidrodinámico bidimensional que evaluó las propuestas para la implementación de presas de marea y lagunas dentro del estuario de Severn y el canal de Bristol en Reino Unido. En las áreas se ha propuesto introducir cuatro centrales eléctricas mareomotrices que respondan a las necesidades actuales de electricidad del país.

La laguna de la Bahía Swansea (SLB) fue una propuesta del proyecto presentada por Tidal Lagoon Power Plc en 2014, y plantearon construir una laguna artificial a lo largo de la costa de Swansea Bay para embalsar 11.6 km² con el propósito de reducir la intermitencia en la generación de energía. El proyecto tendrá una capacidad instalada de potencial de 320 MW proporcionada por 16 turbinas bulbo de 20 MW y 7,35 m de diámetro con una secuencia operativa primaria considerada bidireccional. La Laguna de Cardiff (CL) y la Laguna de Newport (NL) son nuevos proyectos que esperan seguir el modelo del proyecto de la bahía

Swansea, sin embargo, se espera que tengan una capacidad de 2010 MW y 1200 MW (Angeloudis & Falconer).

El Severn Tidal Power Group (STPG) desarrolló una propuesta para la construcción del proyecto Severn, que implica la construcción de una presa en la región de Cardiff-Weston. Este proyecto constaría de 216 turbinas bulbosas, cada una con una capacidad de 40 MW y un diámetro de 9.0 metros, con una secuencia operativa primaria considerada bidireccional. Además, incluiría 166 compuertas y esclusas para barcos, entre otras estructuras hidráulicas. En paralelo, el Centro de Investigación Hidroambiental (HRC, por sus siglas en inglés) también propuso una presa en el estuario del Severn con características similares, pero con una secuencia operativa primaria de [A4] [A5] refluo (Angeloudis & Falconer, 2017). En estudios centrados en estuarios se han implementado modelos para evaluar condiciones físicas de la zona, así como la dinámica del agua (Bárcena, 2015; Mendes et al, 2021; Shiravani et al., 20).

En el estudio de Mendes et al. (2021), se utilizó este modelo para analizar y conectar dos sistemas estuarinos en la costa oeste Portuguesa: El estuario de Mondego y la laguna de Óbidos. En el estudio de Shiravani et al. (2023), el modelo tridimensional (Delft3D) se descompone en tres módulos distintos: hidrodinámica, morfodinámica y transporte MP, los primeros dos módulos hacen uso de Delft3D-FLOW, una herramienta de código abierto, mientras que el último se introduce como una nueva subrutina en el marco de D-Water Quality (DELWAQ).

Así mismo, algunas investigaciones se relacionan con ríos. En el estudio presentado por Rueda-Bayona et al. (2020), se enfocaron en el modelado hidrodinámico de una pluma de río mediante una cuadrícula anidada curvilínea en modo de doble vía. Este enfoque resulta particularmente crucial en deltas de ríos con intensos procesos de transporte y una topografía submarina compleja, como es el caso del delta del río Magdalena. Por otro lado, en el estudio de Chen et al. (2012), se hace uso del paquete de software comercial Delft3D, incluida la biblioteca de procesos de calidad del agua DELWAQ. Los autores utilizan el modelo numérico que proporciona información detallada sobre algunos parámetros i.e Demanda química de oxígeno (DQO) y amoníaco (NH₃-N) que permiten identificar la calidad del agua en cualquier parte del río, incluso en secciones que no se encuentran monitoreadas.

El modelo numérico Delft3D también es aplicado en el campo de la energía mareomotriz, aunque son pocos los estudios que lo implementan, como el estudio de Waldman et al. (2017), quienes evalúan la idoneidad de dos softwares (MIKE 3 y Delft3D) para predecir los efectos de la extracción de energía mareomotriz en las aguas de Pentland Firth y Orkney, como parte del proyecto Terawatt. En el estudio se desarrollan los dos modelos hidrodinámicos a escala regional y se implementan bajo escenarios realistas de extracción de energía mareomotriz con y sin turbinas en cada una de las zonas. Otro estudio evalúa el efecto del impacto hidrodinámico de turbinas mareomotrices sobre un área extendida en campo lejano (aguas abajo) por medio del software Delft3D, por lo que, utilizan el módulo de Delft-FLOW para representar el funcionamiento de las turbinas mareomotrices mediante métodos como la fricción mejorada en el fondo o sumideros de impulso (Ramos et al., 2019).

Además del modelo Delft3D, como señaló Bárcena (2015) en las últimas décadas, ha habido notables avances que han desempeñado un papel crucial en la modelación hidrodinámica y de calidad del agua, así mismo han contribuido a la consolidación de modelos matemáticos como herramientas confiables para la gestión ambiental y diversas aplicaciones de ingeniería en todas las regiones de mezcla (campo cercano, intermedio y lejano). Entre estos modelos numéricos, se destacan EFDC, ROMS, POM, MOHID, Delft3D-FLOW y TELEMAC-3D. Estos programas, de código abierto se utilizan tanto para propósitos educativos como de investigación, y también encuentran aplicación en el ámbito comercial. Su versatilidad los convierte en las principales herramientas tridimensionales para simular la hidrodinámica en la actualidad.

En la zona del campo cercano, se han difundido ampliamente modelos integrales como CORJET (parte del sistema CORMIX), UM3 (componente de PLUMES VISUAL), JETLAG (parte del sistema VISJET) y MOHIDJET (parte de MODHID). Respecto a la región del campo intermedio, se ha observado que un acople pasivo puede proporcionar la precisión necesaria, dado que el flujo generado por las descargas de aguas residuales, aunque es crucial para la mezcla en el campo cercano, no altera las características del flujo en el campo lejano. Es importante tener en cuenta que las diversas administraciones, consultoras e industrias suelen emplear distintos modelos, lo que dificulta la introducción de modificaciones en estos códigos, ya sea que sean de código abierto o comerciales. Por lo tanto, un acoplamiento pasivo entre los modelos existentes se presenta como una solución más simple y económica (Bárcena, 2015).

En lo que respecta al campo lejano, modelos como MOHID, WASP7 (de EFDC) e incluido D-Water Quality (de Delft3D-FLOW), sobresalen como sistemas integrados para el modelado hidrodinámico y la calidad del agua. Estos modelos, que son de código abierto, se utilizan tanto para enseñanza como para investigación, así como en aplicaciones comerciales, por lo tanto, los convierten en las herramientas más adecuadas para analizar la mezcla, transporte y reacciones como las generadas por aguas residuales en cuerpos de agua como los estuarios, lo que contribuye a determinar las zonas de mezcla de manera efectiva (Bárcena, 2015).

Hasta el momento, dentro de las investigaciones realizadas, no se ha logrado encontrar estudios que evalúen la calidad del agua en aguas donde se busque implementar o ya se haya implementado plantas mareomotrices. En este sentido, este estudio será el primero en evaluar los efectos que genera la construcción de una presa de marea sobre el comportamiento hidrodinámico del flujo del agua y la calidad del agua.

En el ámbito de la investigación a nivel ambiental, la aplicación de modelos numéricos se ha convertido en una herramienta que permite comprender fenómenos complejos en diferentes sistemas costeros, fluviales y estuarinos. En este contexto, para el presente trabajo se empleará el software de modelamiento numérico Delft3D (Deltares, 2014), la cual es una herramienta de código abierto y gratuito (Granado, 2016). Deltares desarrolló un paquete de software informático único y totalmente integrado para un enfoque multidisciplinario y cálculos en tres dimensiones para áreas costeras, fluviales y estuarinas. Así mismo, tiene la capacidad de realizar simulaciones de flujos, de transportes de sedimentos, olas, calidad de agua, de evolución morfológica y ecológica (Deltares, 2020). El software Delft3D tiene

incorporado varios módulos, que están agrupados alrededor de una interfaz mutua, por lo que son capaces de interactuar entre módulos. La simulación hidrodinámica “Delft3D-FLOW” y la simulación de calidad del agua “D-Water Quality” son algunos de los módulos que componen el modelo (Granado, 2016; Deltares, 2020).

El modelo hidrodinámico Delft3D-FLOW, es un programa de simulación multi-dimensional (2D o 3D) hidrodinámico que simula el flujo no permanente y los fenómenos de transporte generados por fuerzas mareomotrices y meteorológicas en una malla que puede ser rectilínea o curvilínea (Deltares, 2014; Granados, 2016) y en simulaciones 3D, la malla vertical puede ser definida mediante coordenadas sigma o cartesianas (Granado, 2016; Deltares, 2020a). Cabe destacar que D-Water Quality no posee capacidades hidrodinámicas, por lo que la información de la base hidrodinámica debe ser suministrada por el módulo Delft3D-Flow.

Las áreas de aplicación del modelo son: Flujos impulsados por las mareas y el viento (por ejemplo, mareas tormentosas), flujos estratificados e impulsados por la densidad, simulaciones de caudales fluviales, simulaciones en lagos profundos y embalses, simulación de tsunamis, saltos hidráulicos, perforaciones y olas de crecida, descargas fluviales de agua dulce en bahías, Intrusión salina, estratificación térmica en lagos, mares y embalses, tomas de agua de refrigeración y salidas de aguas residuales, transporte de material disuelto y contaminantes, transporte de sedimentos y morfología en línea, corrientes impulsadas por el oleaje y flujos no hidrostáticos.

Las ecuaciones hidrodinámicas que resuelve el software permiten modelar fluidos incompresibles bajo las suposiciones de aguas poco profundas y Boussinesq. En la ecuación de momento vertical, se desprecian las aceleraciones verticales, lo que lleva a la ecuación de presión hidrostática. En modelos 3D, las velocidades verticales se calculan a partir de la ecuación de continuidad. Estas ecuaciones diferenciales parciales, junto con condiciones iniciales y de contorno adecuadas, se resuelven en una cuadrícula de diferencia finita (Deltares, 2020a).

En la dirección horizontal, Delft3D-FLOW utiliza coordenadas curvilíneas ortogonales. Hay dos sistemas de coordenadas compatibles: coordenadas cartesianas (ξ , η) y coordenadas esféricas (λ , ϕ). Debido a que las fronteras de un río, un estuario o un mar costero generalmente son curvas y no se ajustan perfectamente a una cuadrícula rectangular, se utilizan coordenadas curvilíneas ortogonales ajustadas a las fronteras para reducir errores de discretización. Estas coordenadas también permiten una refinación local de la cuadrícula en áreas con grandes gradientes horizontales (Deltares, 2020a).

4.5 Ecuación de continuidad

Según Deltares (2020b), FLOW resuelve las ecuaciones de Navier-Stokes, que considera la asunción de Boussinesq, se debe considerar la variable de densidad en términos de presión. Por otro lado, la turbulencia es considerada mediante los esfuerzos de Reynolds y se representa a través de las aproximaciones k-l y k- ϵ . El modelo emplea el esquema temporal ADI (Alternating Direction Implicit).

Las ecuaciones de continuidad y cantidad de movimiento en la dirección x y y se expresan a continuación:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \text{Ec. 1}$$

Dirección x:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial u^2}{\partial x} + \frac{\partial uv}{\partial y} + \frac{\partial uw}{\partial z} - fv + \frac{1}{\rho_0} P_x - F_x \frac{\partial}{\partial z} \left(v \frac{\partial u}{\partial z} \right) = 0 \quad \text{Ec. 2}$$

Dirección y:

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial vu}{\partial x} + \frac{\partial v^2}{\partial y} + \frac{\partial vw}{\partial z} - fu + \frac{1}{\rho_0} P_y - F_y \frac{\partial}{\partial z} \left(v \frac{\partial v}{\partial z} \right) = 0 \quad \text{Ec. 3}$$

Donde v_v representa la viscosidad de remolino, P_x y P_y las presiones, estas pueden ser calculadas mediante la aproximación de Boussinesq, integrándose en la vertical z , aquí se presenta la variación de la superficie libre por encima del nivel de agua de referencia, g es la gravedad, z es la coordenada vertical, ρ es la densidad del agua, y ρ_0 es la densidad de referencia del agua.

Por otro lado, el módulo D-Water Quality desarrollado por Deltares, representa un modelo de calidad del agua con múltiples dimensiones. Tiene dos partes que funcionan de forma conjunta, por un lado, este programa aborda las ecuaciones relacionadas con la advección, difusión y reacción de diversas sustancias (como nutrientes, materia orgánica y metales pesados) en una malla predefinida (Deltares, 2023; Granado, 2016), por el otro, modela la cinética de calidad del agua de la química, la biología y la física que afectan el comportamiento de sustancias y organismos que se encuentran en el entorno.

Este módulo se aplica principalmente en aguas superficiales y/o subterráneas en distintas dimensiones espaciales (1D, 2D-vertical, 2D-horizontal o 3D o combinaciones de estas) (Deltares, 2023). El módulo resuelve las ecuaciones para el transporte de sustancias como las transformaciones químicas y biológicas entre sustancias, y organismos a través del balance de masas en cada celda del dominio de cálculo (Deltares 2023; Granado, 2016). El balance de masas incluye el transporte y conversión de sustancias. Los cambios en transporte incluyen tanto la advección (transporte por el flujo de agua) como la dispersión (transporte como consecuencia de diferencias de concentración) (Granado, 2016).

4.6 Ecuaciones básicas y definición de balance de masa

Según Deltares (2020c), la ecuación central en DELWAQ corresponde a la ecuación de difusión mediante advección, y puede ser formulada de la siguiente manera para una propiedad específica y un tramo particular:

$$\frac{dM}{dt} = T(t) + W(t) + P(t) \quad \text{Ec. 4}$$

Donde

M = Masa de variable de estado [g]

t = Tiempo [s]

T = Cambio de masa como resultado del transporte [g/s]

W = Cambio de masa como resultado de cargas de residuos [g/s]

P = Cambio de masa como resultado de procesos [g/s]

Si la variable se integra durante un determinado tiempo (t), se puede expresar el resultado de la siguiente forma, nuevamente para una variable de estado y para un segmento:

$$M(t_2) - M(t_1) = \int_{t_1}^{t_2} T(t) dt + \int_{t_1}^{t_2} W(t) dt + \int_{t_1}^{t_2} P(t) dt \quad \text{Ec. 5}$$

O

$$M(t_2) - M(t_1) = T_{1 \rightarrow 2} + W_{1 \rightarrow 2} + P_{1 \rightarrow 2} \quad \text{Ec. 6}$$

O

$$0 = T_{1 \rightarrow 2} + W_{1 \rightarrow 2} + P_{1 \rightarrow 2} + \underbrace{M(t_1) - M(t_2)}_{\text{storage}} \quad \text{Ec. 7}$$

4.7 Procesos de calidad de agua

La descripción de cada uno de los parámetros que se implementan en el modelo numérico a través de la biblioteca de procesos, los cuales influyen en la calidad del agua, se basa principalmente en el manual escrito por Deltares (2020b) y se ha enriquecido con datos adicionales de otros autores. Por consiguiente, en la siguiente sección se presentan algunas descripciones bases y las formulaciones de los parámetros para ser utilizadas por el modelo.

4.7.1 OXÍGENO Y DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

El oxígeno disuelto (OD) es una base que permite cuantificar la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), las tasas de aireación en los procesos de tratamiento aeróbico y el grado de polución de los ríos. Es un parámetro que depende de la concentración y estabilidad del material orgánico que se encuentra presente en el cuerpo de agua, por lo tanto, es un factor de importancia en la autpurificación del agua (Romero, 2009).

El OD es un factor que tiende a alcanzar su saturación en el agua superficial en comparación con la concentración de oxígeno en la atmósfera. No obstante, los procesos de producción y consumo de oxígeno es lo que permite que se contrarreste la saturación en la columna de agua, lo que se resulta en un exceso o déficit de OD. Esta sobresaturación o subsaturación conducen a un fenómeno de reoxigenación, que involucra la transferencia de oxígeno a través de un flujo que puede ir desde el agua hacia la atmósfera o viceversa. El proceso se ve influenciado por la diferencia entre la concentración de saturación y la concentración real de OD, así como por la diferencia en las velocidades entre el agua y el aire que la cubre.

La reoxigenación en ríos se puede presentar por las velocidades de flujo que actúa como una fuerza motriz en la columna de agua, mientras que, en lagos, debido a que son poco activos, la velocidad del viento funciona como una fuerza motriz que genera este fenómeno. Por lo que, ambas fuerzas son de importancia en los estuarios.

Según Deltares (2020b), se han realizado investigaciones a nivel mundial para comprender y cuantificar los procesos de reoxigenación, particularmente en aguas superficiales naturales. Se ha desarrollado un modelo ampliamente aceptado conocido como el modelo de "capa de película". Este modelo se basa en la idea de que existe una fina capa de agua en la superficie del cuerpo de agua, en la que se da un gradiente de concentración de oxígeno disuelto (OD) entre la saturación en la interfaz aire-agua y la concentración promedio de OD en la columna de agua. La tasa de reoxigenación se caracteriza mediante un coeficiente de transferencia de agua, que representa la facilidad con la que el oxígeno se transfiere entre estas dos capas.

Se asume que la resistencia en la capa de gas sobre el agua es insignificante. Se han creado diversas fórmulas para calcular el coeficiente de transferencia de oxígeno en el agua, basadas en datos empíricos y con fundamentos científicos sólidos. Estas fórmulas consideran la velocidad del flujo de agua o del viento, a veces ambas. El software DELWAQ incluye diez formulaciones distintas para este coeficiente, derivadas en su mayoría de publicaciones científicas previas. Las dos primeras opciones son simplificaciones prácticas para adaptarse a las preferencias de los modeladores, y todas las tasas de reoxigenación varían según la temperatura, siguiendo una función común.

4.7.1.1 Reaireación

La tasa de reaireación, para el modelo, se ha formulado como una función lineal del coeficiente de transferencia de masa en agua que depende de la temperatura y la diferencia entre las concentraciones de saturación y reales de OD de la siguiente manera:

$$R_{rear} = k_{lrear} \times (C_{oxs} - \max(C_{ox}, 0.0)) / H \quad \text{Ec. 8}$$

$$k_{lrear} = k_{lrear_{20}} \times t_{crear}^{(T-20)} \quad \text{Ec. 9}$$

$$k_{lrear_{20}} = \left(\frac{a \times v^b}{H^c} \right) + (d \times W^2) \quad \text{Ec. 10}$$

$$C_{oxs} = f(T, Ccl \text{ or } SAL) \quad (\text{delivered by SATUROXY}) \quad \text{Ec. 11}$$

$$f_{sat} = 100 \times \frac{\max(Cox, 0.0)}{Coxs} \quad \text{Ec. 12}$$

Se debe tener en cuenta que la tasa de reoxigenación siempre se calcula considerando una concentración de oxígeno disuelto (OD) positiva, a pesar de que OXY puede tener valores negativos que representan sustancias reducidas.

El coeficiente de transferencia en la reoxigenación puede depender de la velocidad del flujo, la velocidad del viento o ambas. Sin embargo, en la opción de dependencia de la temperatura $SWR_{rear} = 10$, hay una excepción: la formulación no se basa en la temperatura según las ecuaciones anteriores, sino que tiene su propia dependencia de la temperatura basada en el número de Schmidt.

4.7.1.2 Concentración de saturación de OD

La reaereación del oxígeno es la diferencia entre la concentración del OD en estado de saturación y la concentración real de OD. La temperatura y salinidad del agua son los factores principales que influyen en este parámetro, la presión es considerada un factor secundario asociado con la temperatura.

El cálculo de la concentración de saturación se ha abordado mediante dos formulaciones alternativas. Estas formulaciones han sido detalladas por Weiss (1970), Fair et al. (1968), Truesdale et al. (1955) y WL | Delft Hydraulics (1978).

4.7.1.3 Variación diurna del OD

En DELWAQ, los modelos de fitoplancton se basan en datos diarios promedio. Esto se evidencia en la elección de los parámetros de entrada, como la radiación solar diaria promedio y la duración del día. Sin embargo, en la vida real, la producción de fitoplancton y la generación de oxígeno asociada ocurren principalmente durante el día, mientras que el proceso de respiración consume oxígeno durante las 24 horas del día. Esta combinación de proceso de producción y respiración resulta en variaciones diurnas significativas en la concentración de oxígeno disuelto (OD). Para abordar esto, el proceso VAROXY ajusta la producción diaria de OD por las algas para que se limite al período diurno, coincidiendo con la duración del día.

4.7.1.4 Cálculo de la concentración mínima diario de DO

Como se mencionó anteriormente, los modelos de fitoplancton en DELWAQ utilizan promedios diarios de datos. Por lo tanto, el proceso OXYMIN calcula la concentración mínima de OD que puede ocurrir durante el día cuando se emplean promedios diarios.

La concentración mínima real de OD se puede determinar mediante un balance de masa que considera la cantidad de O_2 producido y consumido en la realidad. Cuando se trabajan con promedios diarios, se debe realizar una estimación, la cual puede llevarse a cabo de dos

maneras. Por un lado, se puede ignorar todos los demás procesos excepto la producción de oxígeno y la respiración o por el otro, se puede asumir que estos otros procesos, principalmente la reoxigenación, compensan el cambio en la concentración de OD que resulta de la producción de oxígeno y la respiración en un día típico. Por lo general, el dato se encuentra en algún punto intermedio entre estas dos opciones. La elección entre ambas opciones depende de si la producción de oxígeno es mayor o menor que la respiración. Para evitar sobreestimar las concentraciones mínimas de oxígeno disuelto, es necesario combinar de forma adecuada estas opciones de estimación y con ello, evitar la subestimación.

4.7.1.5 Cálculo de la concentración actual de DO

DELWAQ permite la presencia de concentraciones de oxígeno disuelto (DO) en valores negativos, la razón de estos valores se debe a que la descomposición de la materia orgánica sigue actuando, aun cuando el OD se ha agotado, por lo que utiliza otras sustancias como nitratos y sulfato como fuente de electrones. Para mantener un equilibrio de oxígeno con mayor precisión, es necesario considerar las sustancias reducidas que se generan durante la descomposición anaeróbica. Sin embargo, dado que no todas las sustancias reducidas, como el sulfato, están en DELWAQ, se representan en su lugar como equivalentes negativos de oxígeno. Aunque mostrar concentraciones negativas en los resultados del modelo de DO puede no ser deseable, el proceso POSOXY ajusta la concentración real de DO, estableciendo los valores de las concentraciones negativas en cero.

4.7.1.6 Demanda Bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno

La materia orgánica que se encuentra en aguas naturales abarca una gran variedad de compuestos orgánicos que tienden a encontrarse en bajas concentraciones, algunos de estos son difíciles de aislar e identificar directamente. Por lo tanto, para estimar la cantidad de materia orgánica se usan parámetros como demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y el carbono orgánico total (COT) o carbono orgánico disuelto (COD). El crecimiento de microorganismos y la utilización de materia orgánica en ambientes con múltiples sustratos se rigen por una interacción compleja entre diversas enzimas y mecanismos interconectados.

Por otro lado, la DBO se compone de dos fracciones:

- Demanda Bioquímica Carbonácea (CBOD)
- Demanda Bioquímica Nitrogenada (NBOD)

El parámetro más común es la DBO_5 (en $g\ O_2/m^3$), que representa la cantidad de oxígeno consumido durante 5 días de incubación a $20^\circ C$ en oscuridad. Durante este periodo, solo se mide la CBOD, puesto que las bacterias nitrificantes necesitan más tiempo para desarrollarse.

4.7.1.7 Demanda de oxígeno de los sedimentos

Este proceso en DELWAQ adapta un flujo de demanda de oxígeno en el sedimento definido por el usuario, llamado $fSOD$ [$gO_2\ m^{-2}\ d^{-1}$], a las unidades requeridas por DELWAQ. Este parámetro representa la demanda de oxígeno en el sedimento tal como se mide en condiciones reales. También es posible modelar una sustancia modelo denominada SOD [gO_2], que equivale a la suma de los componentes BOD y COD que se acumulan en el sedimento debido a la sedimentación. La SOD representa la demanda potencial de oxígeno de los componentes BOD y COD en el sedimento. El flujo real se calcula siguiendo las ecuaciones que se mencionan más adelante.

Se debe tener en cuenta que la demanda de oxígeno en el sedimento se suma al consumo de oxígeno causado por la oxidación de la materia orgánica en el sedimento. Sin embargo, aunque DELWAQ supone que los procesos de mineralización provocan un consumo de O_2 en la columna de agua, en realidad, este proceso solo consume oxígeno en la capa superior del agua.

Por debajo de la zona aeróbica, se encuentra una zona con ausencia de O_2 y se forman compuestos como el metano (CH_4) y el sulfuro de hidrógeno (H_2S). Estos elementos ascienden hacia la capa donde hay oxígeno debido a procesos de difusión y, en el modelo, reaccionan de manera instantánea con el oxígeno disponible en esa capa. Sin embargo, cuando la tasa de descomposición es relativamente alta, una parte del metano puede liberarse en forma de burbujas de gas y no contribuir al consumo de oxígeno en el sedimento.

4.7.2 NUTRIENTES

4.7.2.1 Nitrificación

La nitrificación es un proceso microbiano en el cual el amonio se oxida, pasando por etapas donde se transforma en nitritos y luego se convierte en nitrato. Es un proceso que requiere de oxígeno. En el proceso se forman varios productos intermedios de oxidación (Claros, 2012), pero el paso de nitrito es considerado el paso limitante en términos de velocidad.

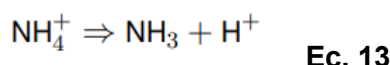
La temperatura es un factor que genera sensibilidad en la nitrificación, ya que, a temperaturas por debajo de los $4\ ^\circ C$, el proceso de nitrificación se detiene. Esto se debe a que, solo unas pocas especies de bacterias son capaces de llevar a cabo este proceso a temperaturas tan bajas.

Los organismos nitrificadores son principalmente bacterias autótrofas, las cuales emplean el carbono inorgánico, como su fuente de carbono para producir su propio alimento (Claros, 2012). Así mismo, la nitrificación ocurre en mayor medida, en la capa superior del sedimento, que es donde se genera la oxidación.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (water, **w**).

4.7.2.2 Cálculo del amoníaco (NH₃)

En cuerpos hídricos como ríos, estuarios y mares costeros se pueden ubicar grandes centros poblados (organismos y comunidades), en estos lugares se concentran altas cargas de DBO y nutrientes que pueden condiciones para que se forme grandes concentraciones de amoníaco no ionizado, especialmente en climas cálidos (Millero, 1995). El amoníaco no ionizado también se conoce como amoníaco libre (NH₃), es un compuesto tóxico para los peces. En la fórmula se expresa el resultado de NH₃ a partir de la disociación del ion amonio (NH₄⁺):



En Deltares (2020b), se explica la reacción que caracteriza la fórmula. La reacción se caracteriza por la constante de equilibrio K:

$$K' = \frac{a_{\text{NH}_3} a_{\text{H}^+}}{a_{\text{NH}_4^+}} \quad \text{Ec. 14}$$

Donde:

a_i: Actividad de la especie i [mol l⁻¹]

Reorganizando la ecuación y tomando logaritmos (pH= -¹⁰log(a_{H+}), resulta en:

$$\log \left(\frac{a_{\text{NH}_3}}{a_{\text{NH}_4^+}} \right) = \log K' + pH \quad \text{Ec. 15}$$

Dado que DELWAQ calcula concentraciones en lugar de actividades, se introduce una constante de equilibrio corregida:

$$K = K' \frac{\gamma_{\text{NH}_4^+}}{\gamma_{\text{NH}_3}} \quad \text{Ec. 16}$$

Donde:

γ_i: coeficiente de actividad de la especie i [-].

K: constante de equilibrio [mol l⁻¹], después de la corrección por actividades.

Cabe destacar que K es una función de la fuerza iónica de la solución (que determina γ_i). Por lo tanto, K depende de la salinidad. La combinación de las dos ecuaciones anteriormente mencionadas produce:

$$\log \frac{(\text{NH}_3)}{(\text{NH}_4^+)} = \log K + pH \quad \text{Ec. 17}$$

Esta ecuación muestra la relación entre la proporción de amoníaco no ionizado e ionizado y la constante de equilibrio. La constante de equilibrio de esta reacción depende en gran medida de la temperatura, ya que un aumento de la temperatura favorece la disociación del NH₄⁺ (Millero, 1995).

En DELWAQ, se modela el *total/NH₄* como la sustancia NH₄, que es la suma de NH₄⁺ y NH₃. La concentración de NH₃ se deriva de la ecuación anterior y del total NH₄ de acuerdo a:

$$[NH_3] = \frac{\frac{[NH_3]}{[NH_4^+]}}{1 + \frac{[NH_3]}{[NH_4^+]}} \times (totalNH_4)$$

Ec. 18

Existen dos opciones para calcular el amoníaco no ionizado. En la primera, la influencia del parámetro de temperatura en K se estima de forma empírica a través de una reprofundación para la constante de disociación. Como dato relevante, la estimación se basa en los estándares de calidad del agua en los Países Bajos, el cual presenta una tabla con la concentración total de NH_4 permitida que se produce con un determinado nivel de NH_3 a diferentes temperaturas y Ph (Deltares, 2020b). En la segunda, según Millero (1995), el valor de la constante de disociación se calcula mediante una reprofundación que considera la salinidad y la temperatura.

4.7.2.3 Desnitrificación

La desnitrificación es el proceso anaerobio microbiano inverso que convierte el nitrato en nitrógeno elemental, con la posibilidad de que el nitrógeno escape a la atmósfera. Los organismos desnitrificadores utilizan el nitrato en lugar del oxígeno para descomponer la materia orgánica. Se generan varios productos de reducción intermedios en el proceso, siendo la conversión de nitrato a nitrito la etapa más lenta (Claros, 2012). En sistemas con tiempos de residencia de varios días o más, no se acumulan compuestos intermedios como el nitrito tóxico o óxidos de nitrógeno peligrosos. El modelo no considera la formación de nitrito.

Así como en la nitrificación, la desnitrificación es un proceso altamente sensible a la temperatura, puesto que, algunos organismos que trabajan a una velocidad lenta por debajo de los 4°C detienen la desnitrificación. Esto se debe a que, solo unas pocas especies de bacterias son capaces de llevar a cabo este proceso a temperaturas tan bajas.

Los organismos desnitrificadores son principalmente bacterias heterótrofas que requieren de sustratos orgánicos fácilmente disponibles para su alimentación y solo pueden sobrevivir en ambientes anóxicos o con ausencia de O_2 (Claro, 2012). En este sentido, la desnitrificación ocurre en mayor medida, en la capa superior de sedimento donde se genera la oxidación. Sin embargo, la desnitrificación también puede ocurrir en la columna de agua gracias a bacterias altamente especializadas que residen en áreas anóxicas de partículas en suspensión.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (water, **w**).

4.7.2.4 Adsorción de fosfato

El fosfato disuelto se presenta principalmente en forma de ortofosfato ($H_2PO_4^-$), se adhiere a partículas de sedimento en suspensión, en especial a partículas que contienen óxidos de hierro (III). Además del hierro (III), otros componentes, como hidroxihidruros de aluminio, silicatos, óxidos de manganeso y materia orgánica, también pueden adsorber el fosfato.

La adsorción de fosfato en las partículas del sedimento está influenciada por el pH. Con este parámetro, el fosfato compite con el OH⁻ por los sitios de adsorción, por lo tanto, a medida que el agua es más ácida, el fosfato tiende a unirse más fuertemente a los sedimentos. Al disminuir la adsorción con el aumento del pH, se estimula la producción primaria de algas que aumenta la alcalinidad del agua.

Por otro lado, el proceso de adsorción es poco dependiente de la temperatura y la fuerza iónica (salinidad), principalmente por falta de información del parámetro para ser cuantificado e implementado en las formulaciones del modelo.

Otro factor que influye en la adsorción de fosfato son las bajas concentraciones de OD, influenciada por la presencia de una zona anaerobia en el medio, en estas condiciones provoca que el hierro (III) presente en las partículas de sedimento se reduzca químicamente a hierro (II). En este estado, el compuesto de hierro (II) se disuelve junto con las sustancias adsorbidas, incluyendo el fosfato, que ya estaban unidas a las partículas de sedimento. Una vez liberado, el hierro (II) tiende a precipitarse como sulfuro y/o carbonato en las condiciones adecuadas. Al mismo tiempo, el fosfato se redistribuye entre la solución y las partículas de sedimento, debido a la disminución de la capacidad de adsorción causada por la liberación y precipitación del hierro.

La concentración de oxígeno en el agua tiene un fuerte efecto en la retención de fosfato en las partículas de sedimento. En la capa superior donde hay mayor presencia de oxígeno, se presenta mayor capacidad para retener el fosfato, debido a que se encuentra hierro (III) oxidado que tiende a ser adsorbido con el fosfato. En cambio, en la capa inferior, hay una menor capacidad de retención del fosfato, ya que el hierro se encuentra mayormente en su forma reducida (hierro(II)). Cuando las condiciones cambian y la capa superior rica en O₂ colapsa por la degradación de la materia orgánica, el fosfato previamente retenido puede liberarse en el agua sobrepuesta en mayores cantidades. Por lo tanto, al considerar la presencia de OD en el proceso de retención de fosfato, podemos aplicar las mismas fórmulas y conceptos tanto en la columna de agua como en el sedimento.

4.7.2.5 Formación de vivianita

en condiciones de reducción, el fosfato y el hierro (II) pueden combinarse para formar la vivianita como un precipitado en el sedimento, la vivianita se representa como fosfato de hierro (II) (Fe₃[PO₄]₂). Cuando se presentan condiciones de oxidación, la vivianita puede ser termodinámicamente inestable, esta sustancia puede descomponerse liberando fosfato y formando compuestos de hierro (III). Lo que sucede es que, la oxidación de hierro (II) en la vivianita, provoca que la sustancia se disuelva en agua. Así mismo, se produce la precipitación de compuestos de hierro (III) oxihidróxidos y la adsorción de fosfato en estos nuevos minerales sólidos de hierro (III).

La precipitación de vivianita solo ocurre en una solución sobresaturada en ausencia de oxígeno disuelto y también cuando se ha agotado el nitrato. Esta sustancia se puede presentar en las capas de sedimento con condiciones reductoras, las cuales se ubican debajo

de una capa superior con condiciones de oxidación. Además, el factor de influencia principal es la temperatura debido a la baja solubilidad y lenta disolución del mineral, se puede pasar por alto la influencia del pH, ya que, en el sedimento, este parámetro tiende a mantenerse constante.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (water, **w**).

4.7.3 PRODUCTORES PRIMARIOS

El modelamiento de producción primaria en el modelo tiene dos enfoques distintos: crecimiento y descomposición de fitoplancton. En el primer enfoque se permite al usuario modelar varios grupos de algas y tipos dentro de estos grupos, a esto se le denomina BLOOM. Aunque es un método muy flexible, requiere cierto entendimiento de la fisiología de las algas y del ecosistema que se está modelando. El segundo enfoque se limita a dos grupos de algas: algas verdes y diatomeas, este enfoque se denomina DYNAMO. El segundo enfoque tiene más simplicidad al momento de utilizarlo, ya que necesita menos coeficientes para describir las propiedades de algas, sin embargo, por esta misma razón genera resultados menos precisos.

No se pueden emplear ambos métodos al mismo tiempo. En cuanto a los parámetros de entrada varían para los dos enfoques, pero con las condiciones ambientales, como las concentraciones de nutrientes e irradiación, se caracterizan a través de parámetros idénticos. En relación con la irradiación, es necesario prestar atención a algunos aspectos definidos por Deltares (2020b):

- La irradiación en la superficie siempre se expresa como la irradiación total (la corrección por la fracción fotoactiva se realiza internamente) en $[W/m^2]$.
- Como BLOOM se basa en el concepto de optimizar la biomasa, su paso de tiempo suele ser de 24 horas, pero también se pueden utilizar pasos de tiempo de 12 y 6 horas. El paso de tiempo debe ser lo suficientemente largo para asegurarse de que se pueda alcanzar un equilibrio. Esto tiene tres consecuencias:
 - La irradiancia para BLOOM debe darse como un promedio diario, no como valores horarios o incluso más frecuentes.
 - BLOOM suele ser llamado solo una vez cada poco paso de tiempo de D-Water Quality. Esto se organiza a través del parámetro TimMultBI.
 - Dado que las algas en BLOOM "ven" una cantidad promedio de irradiación mientras son transportadas verticalmente por procesos de mezcla, la intensidad lumínica en la ubicación actual no es completamente representativa para calcular el crecimiento dentro del paso de tiempo asignado. Para tener en cuenta esto, se utiliza un proceso especial, VTRANS. Esto tiene un parámetro PeriodVTRA que controla los detalles. Para la mayoría, si no todas, las situaciones, este parámetro debe configurarse en 24 horas.
- En contraste, el enfoque DYNAMO puede manejar series temporales de irradiación en intervalos arbitrariamente cortos.

4.7.3.1 Crecimiento y mortalidad de algas

Las algas se encuentran sujetas a la producción primaria bruta, respiración, excreción, mortalidad, pastoreo, resuspensión y sedimentación. Con respecto a la producción primaria neta, es definida como la producción primaria bruta menos la respiración.

En el módulo de fitoplancton BLOOM, se han desarrollado formulaciones específicas para estos procesos, con la excepción de la excreción, mientras que el pastoreo, la resuspensión y el asentamiento se abordan en descripciones de procesos separadas.

En BLOOM se consideran diferentes grupos de especies de algas, como diatomeas, algas verdes, cianobacterias, flagelados, dinoflagelados, Phaeocystis, Ulva y demás. Cada especie de alga presenta varios tipos adaptados a entornos específicos para enfrentar recursos limitantes, con propiedades diferentes en términos de composición de nutrientes, contenido de clorofila y tasas de procesamiento. Dependiendo de qué recurso sea limitante en un momento dado, el modelo selecciona el tipo más adecuado para ese grupo. Los factores clave incluyen el nitrógeno, fósforo, silicio, carbono y energía (luz), esto indica que la composición de la biomasa varía de acuerdo a la disponibilidad de estos elementos. En este sentido, esta característica permite que BLOOM describa cómo las algas se adaptan a diversas condiciones de crecimiento, además, el modelo puede simular hasta 30 tipos de especies (10 especies x 3 tipos) de algas como máximo. Adicionalmente, de la base de datos asociada a Delft3D se puede obtener los valores predeterminados para los diferentes grupos y tipos de fitoplancton.

BLOOM utiliza una técnica de programación lineal para calcular la distribución óptima de biomasa entre todos los tipos de algas. La competencia entre las especies se determina por la relación entre el requerimiento de recursos y la tasa de crecimiento neto. Se debe tener presente que este tipo de solución también cuenta con algunas limitaciones por factores como los recursos de nutrientes disponibles, la cantidad de energía disponible, la tasa máxima de crecimiento y la tasa máxima de mortalidad. Cada una de las limitaciones se explica de forma más detallada en el manual de Deltares (2020b).

Por otro lado, los procesos de crecimiento, respiración y mortalidad sujetos a las algas son parte de las restricciones que se utilizan en la técnica de optimización. Se debe corregir las tasas de procesamiento, por la dependencia de la temperatura antes de que sean utilizadas en la optimización y la mortalidad desde ser corregida por el estrés salino.

Aunque DELWAQ y BLOOM colaboran para simular cómo las sustancias químicas y las algas interactúan en el agua, DELWAQ determina las concentraciones generales, mientras que BLOOM calcula tasas específicas de crecimiento y dinámica de algas, y estas tasas se utilizan en el modelo más amplio de DELWAQ.

4.7.3.2 Fijación al fondo de los tipos de algas BLOOM

Algunos macrófitos que pueden describirse con BLOOM, como en el caso de la ulva, se pueden encontrar tanto suspendidas como fijadas en el fondo. Las características de las

macrófitas en ambos estados serán idénticas, con la excepción del parámetro que indica la profundidad de mezcla relativa (SDMixAlgi). Este parámetro tiene un valor predeterminado de 1.0 para el tipo suspendido debido a la mezcla de algas en toda la columna, pero para el tipo fijo, los valores tienden a ser muy pequeños y negativos debido a que la mezcla de algas se presenta en la zona inferior de la columna. Se debe tener en cuenta dos puntos: El campo de flujo debe suministrarse en una matriz de velocidad, que se ha desactivado para los tipos de algas fijas y el intercambio de algas entre el estado fijo y suspendido depende del esfuerzo cortante en el fondo. El destino de la biomasa que se deposita, va a depender de la opción de modelado de sedimentos.

4.7.3.3 Asentamiento de fitoplancton

La deposición de la biomasa de algas vivas en el sedimento implica que sus componentes carbono, nitrógeno, fósforo, silicio y azufre, van a sufrir una transformación en partes de la biomasa de algas o detritos en el sedimento.

1. Las biomásas de la misma especie de algas (Xi) presentes en la columna de agua cuando se simulan capas de sedimento de manera detallada (enfoque de capas de sedimento).
2. DET(C, N, P, Si)S1 y OO(C, N, P, Si)S1 para el enfoque S1/2 (sin incluir azufre para S1/2).

En el caso del enfoque S1/2, la biomasa de fitoplancton se asigna a los depósitos de detritos en el sedimento de la siguiente manera:

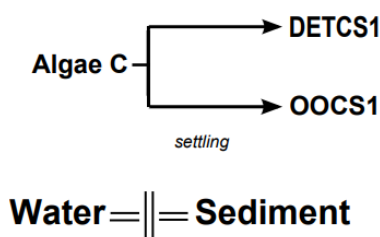


Figura 1. Depósitos de detritos en el sedimento, fitoplancton.

Para DYNAMO, solo la biomasa de algas se deposita en DETC/N/P/Si/S1.

4.7.3.4 Producción y mortalidad de algas (DYNAMO)

La producción primaria de algas se va encontrar limitada por la disponibilidad de nutrientes, luz y temperatura, mientras que, la mortalidad es una función de la temperatura y salinidad. DYNAMO utiliza la cinética de Monod tanto para el crecimiento de la biomasa de algas, como la competencia entre dos especies: algas verdes y diatomeas.

4.7.3.5 Cálculo de la composición del fitoplancton (DYNAMO)

PHY_DYN es un proceso que calcula las concentraciones totales de los nutrientes en la biomasa a partir de las contribuciones de especies individuales de algas. Además, tiene la capacidad de ofrecer la concentración total de la biomasa de algas expresada en varias unidades, incluida la clorofila-a. Estas concentraciones de nutrientes en la biomasa de algas se usan para calcular las concentraciones de varias sustancias agregadas mediante el proceso complementario COMPOS.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (water, **w**).

4.7.3.6 Producción y mortalidad de diatomeas bentónicas S1/2 (DYNAMO)

La producción primaria de algas en el sedimento, por ejemplo, microfitobentos, se implementa para diatomeas bentónicas en la capa de sedimento S1. En cuanto a la mortalidad de las diatomeas, ocurre en las capas S1 y S2.

4.7.3.7 Mortalidad y regeneración de la vegetación terrestre (VEGMOD)

El submodelo de vegetación realiza una simulación de los efectos de ahogamiento y regeneración de la vegetación en entornos acuáticos, como los sistemas tipo embalse, influenciando en la calidad del agua. Aunque el diseño del módulo es genérico para abordar una amplia gama de procesos, se han integrado las formulaciones esenciales para el crecimiento y la mortalidad. Inicialmente, se establece una biomasa base para diversas cohortes de vegetación. La mortalidad, desencadenada por inundación, termina en la asignación de materia orgánica (C, N, P, S) para las fracciones POX1–3 y POX5 en agua y sedimento. Contrariamente, la regeneración en zonas secas resulta en la acumulación de una nueva biomasa de vegetación, nutrida por el sedimento.

Las cohortes de vegetación se caracterizan por compartimentos tanto aéreos como subterráneos, como tallos, follaje, ramas, raíces y raíces finas. Las fracciones de biomasa de estos compartimentos, utilizadas como factores de asignación, determinan los flujos de biomasa convertidas en detritos en las capas de agua y sedimento. La mortalidad sigue una descomposición de biomasa viva de primer orden, que se inicia después de un retardo tras la inundación.

En cuanto al crecimiento, se calcula mediante una curva predefinida y se detiene al alcanzar una biomasa objetivo. Un factor limitante en el crecimiento es la disponibilidad de nutrientes en el sedimento a una profundidad específica. Los nutrientes, como nitrógeno, fósforo, azufre y carbono, se obtienen de diversas fuentes.

4.7.4 MATERIA ORGÁNICA

4.7.4.1 Descomposición de detritos

Los detritos son generados por la muerte de algas y plantas superiores. Los detritos atraviesan un proceso de descomposición microbiana conocido como mineralización, se descompone en compuestos inorgánicos básicos: Dióxido de carbono (CO_2), amoníaco (NH_3), fosfato (PO_4^{3-}) y sulfuro. La descomposición de los detritos permite convertirlo en un material más resistente. En este sentido, indica que la tasa de descomposición disminuye con el tiempo, a medida que los detritos envejecen, esto se da por la facilidad de descomposición de los componentes químicos que lo conforman. A medida que pasa el tiempo, se transforma en materia orgánica refractaria la cual experimenta un tiempo de descomposición más lento.

Con respecto al modelo, la desaceleración de la descomposición a través del tiempo se puede modelar mediante la distinción de varias fracciones de detritos en la que cada una cuenta con una tasa de descomposición distinta. Este modelo predice una reducción general en la velocidad de descomposición cuando no se introducen nuevos detritos en las piscinas iniciales. La introducción de estos detritos frescos a la piscina se plantea de dos maneras:

- I. Se distribuyen los detritos frescos entre las fracciones de detritos según ratios fijos.
- II. Se convierte una fracción que se puede degradar más fácilmente en una más refractaria proporcional a la tasa de descomposición.

En el modelo, los detritos frescos de algas se asignan a las fracciones que se descomponen rápidamente y medianamente lento según ratios predefinidos. Por otro lado, los detritos frescos de la vegetación terrestre sumergida y emergente se asignan a todas las fracciones de detritos de acuerdo a ratios definidos por el usuario. Sin embargo, la materia orgánica en tallos, ramas y raíces se asigna, por defecto, a una única fracción orgánica de "detritos" diseñada para este propósito en el modelo DELWAQ.

Los detritos también están conformados por componentes particulados y disueltos. Los componentes disueltos se asignan a dos categorías y son implementados al modelo de la siguiente forma: en la primera categoría se catalogan sustancias disueltas altamente desagradables, como aminoácidos y azúcares, los cuales se tienen en cuenta en el modelo mediante la autólisis de detritos frescos. La autólisis conduce a la liberación instantánea de nutrientes inorgánicos presentes en la biomasa algal autolisada, además, es implementado debido al proceso de mortalidad de algas.

En la segunda categoría se catalogan sustancias disueltas altamente refractarias como ácidos húmicos y fúlvicos, en esta se requiere establecer una fracción refractaria disuelta de detritos, derivada de detritos particulados. Las tasas de descomposición se ven afectadas por la disponibilidad de nutrientes (N, P) y las condiciones redox, conectadas con las necesidades y eficiencia de las bacterias en el proceso de descomposición, por lo que, en el software la descomposición de los detritos se modela como una función de la presencia de diversos aceptores de electrones como el oxígeno disuelto y el nitrato.

Por otra parte, el proceso de mineralización es afectada por el factor de temperatura, por lo que, a valores inferiores a los 4°C, las tasas de descomposición disminuyen progresivamente. El modelo actual ignora el efecto de "casi congelación", lo que significa que imponer una discontinuidad a una temperatura críticamente baja no es posible al usar los procesos descritos para el modelo.

Las unidades de volumen se refieren a granel (cb).

4.7.4.2 Consumo de aceptores de electrones

La mineralización de la materia orgánica de CO₂, implica el consumo o reducción de aceptores de electrones. Estas sustancias son utilizadas por diferentes especies de bacterias en un orden específico de acuerdo con los potenciales termodinámicos de los procesos de reducción (Santschi et al., 1990; DiToro, 2001). Los aceptores de electrones se utilizan en una secuencia donde primero se encuentra el oxígeno disuelto, seguido del nitrato, manganeso (IV), hierro (III), sulfato y por último, monóxido de carbono (CO). El CO es una derivación de materia orgánica como producto intermedio en la metanogénesis, mientras que otros productos finales son más o menos cantidades iguales de CO₂ y CH₄.

Cabe resaltar que el proceso oxidación-reducción conocido como Redox, se describe en el siguiente orden: Consumo de oxígeno, desnitrificación, reducción de manganeso, reducción de hierro, reducción de sulfato y metanogénesis.

La reducción más favorable desde un punto de vista termodinámico, se presenta cuando el aceptor de electrones adecuado está disponible. Si el aceptor no puede ser suministrado de forma externa, se agotará con el tiempo. Después del agotamiento de los aceptores de electrones, la metanogénesis es la última opción para que las bacterias utilicen la materia orgánica. Adicionalmente, aunque la reducción de manganeso e hierro se excluye por el consumo de oxígeno y la desnitrificación, puede coincidir con la reducción de sulfato y la metanogénesis debido a cinéticas lentas. Lo ideal es que los procesos ocurran en diferentes capas, sin embargo, debido a la heterogeneidad espacial se puede dar la activación simultánea de varios procesos en la misma zona.

En el modelo DELWAQ considera el oxígeno disuelto, nitrato, hierro (III), sulfato y materia orgánica como aceptores de electrones. El metano como producto de la descomposición de la materia orgánica mediante la metanogénesis también se incluye en DELWAQ. Sin embargo, se pueden excluir compuestos como el nitrato, hierro (III), sulfato o metano de las simulaciones.

Procesos como la reducción de hierro y sulfato y la metanogénesis no trabajan de forma óptima a temperaturas inferiores a 4°C, prácticamente los procesos se detienen por debajo de estas temperaturas. Mientras que, el proceso de descomposición de la materia orgánica es realizada por una gran cantidad de especies que se pueden adaptar a diferentes condiciones.

La desnitrificación se presenta principalmente en la parte inferior del sedimento oxidante, mientras que la reducción de sulfato, de hierro y la metanogénesis se dan en las capas más profundas del sedimento. Aunque estos procesos suelen tener lugar en ambientes anaeróbicos, la desnitrificación también se puede presentar en condiciones aeróbicas mediante bacterias especializadas o en bolsas anóxicas de partículas suspendidas.

4.7.4.3 Asentamiento del detrito

Los detritos se depositan en el sedimento, después de este proceso, estas sustancias se incorporan a los depósitos de detritos en el lecho sedimentario, según la metodología empleada para modelar tanto el detrito como el sedimento. Los depósitos de detritos en el lecho sedimentario incluyen:

1. DET(C,N,P)S1/2 y OO(C,N,P) S1/2 para el enfoque S1/S2
2. POC/N/P/S1-4, las mismas sustancias cuando se simulan explícitamente capas de sedimento

Para POX combinado con el enfoque S1/2, las fracciones de materia orgánica se asignan a los depósitos de detritos en el sedimento de la siguiente manera:

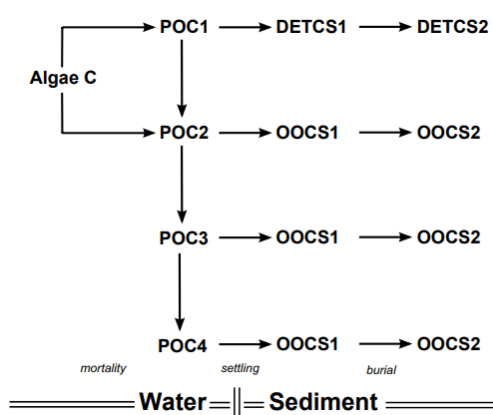


Figura 2. Depósitos de detritos en sedimento.

Las tasas de descomposición de DETCS1/2 y OOCs1/2 deben ser menores que las de POC1 y POC2, considerando la presencia de más detrito refractario en el sedimento. Se aplican enfoques similares a los componentes de nitrógeno orgánico (PON) y fósforo orgánico (POP). La opción S1/2 no está contemplada para el azufre orgánico (POS). En cuanto a los nutrientes inorgánicos, el fosfato adsorbido (AAP), fosfato de vivianita (VIVP), fosfato de apatita (APATP) y silicato de ópalo (OPAL) se depositan en AAPS1 y DETSiS1, respectivamente, para el enfoque S1/2.

4.7.4.4 Mineralización de detritos en el sedimento (S1/2)

El proceso de mineralización continúa cuanto las partículas de detritos se han asentado a partir de formulaciones simplificadas. También se omiten varios factores que limitan la tasa de mineralización.

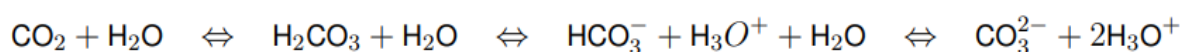
Para el modelo se consideran dos fracciones de detritos: la fracción de detritos de descomposición lenta (DET C/N/P/SiS1/2) y la fracción de detritos refractarios (OOC/N/P S1/2). En el sedimento. Los detritos refractarios no se producen a partir del primer grupo. La fracción de detritos de descomposición rápida (P OC/N/P1) y OPAL se depositan en el primer grupo, mientras que las otras fracciones (P OC/N/P2, P OC/N/P3, P OC/N/P3) se depositan en el segundo grupo. Cabe resaltar que, los compuestos de carbono, nitrógeno, fósforo y silicato en los detritos son consideradas cada una como una variable separada de la otra en el modelo. Además, el silicato de ópalo en el sedimento se trata como un componente de detritos. En cuanto a la columna de agua, en el manual se ha implementado un proceso más específico de disolución.

Las unidades de volumen se aplican al volumen total (bulk, b) o al volumen de agua (water, w).

4.7.5 SUSTANCIAS INORGÁNICAS Y pH

4.7.5.1 Intercambio aire-agua de CO₂

El CO₂ tiende a saturarse en el agua superficial, con respecto a la concentración atmosférica de CO₂. No obstante, para contrarrestar esta saturación, se genera un exceso o déficit de CO₂ a través de procesos de producción y consumo de dióxido de carbono en la columna de agua. Además, la concentración de CO₂ está vinculada al pH según las siguientes reacciones químicas:



La reaereación es el intercambio de CO₂ entre la atmósfera y el agua, lo que resulta en la sobresaturación o subsaturación. La eficacia del proceso de reaereación es afectada por la diferencia entre las concentraciones reales de CO₂ y las de saturación, de igual forma, se ve influenciada por las velocidades de flujo del agua y del aire que la cubren. Se resalta que, en cuerpos hídricos como los ríos, la velocidad de flujo puede ser la fuerza impulsora predominante, mientras que, en estuarios la fuerza impulsora puede darse por la velocidad del viento o la velocidad de flujo.

Se ha llevado a cabo investigaciones a nivel global para cuantificar la reaereación para el OD y para el agua superficial natural y se propuso el uso de un modelo denominado “capa de película”. El modelo postula la existencia de una capa superficial de agua bastante fina, en la cual se establece un gradiente de concentración que está limitado por la concentración de saturación en la interfaz entre el aire y el agua, y así mismo, por la concentración promedio de CO₂ en la columna de agua. En cambio, la tasa de reaereación se define mediante un coeficiente de transferencia de agua.

En el modelo DELWAQ se implementaron cuatro formulaciones distintas para determinar el coeficiente de transferencia en reaereación. Las dos primeras formulaciones son simplificaciones pragmáticas que se adaptan a las preferencias del modelador, mientras las otras dos opciones se han extraído de publicaciones científicas. Adicionalmente, las tasas de reaereación están influenciadas por la temperatura.

4.7.5.2 Concentración de saturación de CO₂

La concentración de saturación del dióxido de carbono es una función de la presión parcial del CO₂ atmosférico (valor constante), la temperatura del agua y la salinidad. Para determinar este parámetro en DELWAQ se debe realizar como un proceso independiente a partir de dos formulaciones alternativas implementadas. Dichas formulaciones han sido descritas por Weiss (1974) y Stumm y Morgan (1981).

4.7.5.3 Cálculo del pH y la especiación del carbonato

El pH, la especiación del carbonato como el CO₂, pCO₂, H₂CO₃, H₂CO₃⁻ y CO₃²⁻, y los estados de saturación del carbonato de calcio como la calcita y la aragonita, son tres parámetros que se pueden determinar a partir de la alcalinidad, definido como "Alka" (gHCO₃ m⁻³) y la concentración total de carbono inorgánico disuelto definido como "TIC" (gC m⁻³). Para el cálculo se requieren dos entradas: salinidad (g/kg) y temperatura (°C).

La cantidad disuelta de la concentración de [CO₂] es más de dos órdenes de magnitud mayor que la cantidad de ácido carbónico [H₂CO₃]. Por lo tanto, la suma de las concentraciones de estas especies [CO₃²⁻] es prácticamente equivalente a la concentración de CO₂, por lo que, TIC se expresa como:

$$TIC = [CO_2^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]$$

El equilibrio para el sistema de carbonatos depende de tres variables: temperatura, salinidad y presión.

La alcalinidad está definida como alcalinidad de carbonato, alcalinidad de borato y alcalinidad del agua, en cuanto a sus constantes de disociación se calculan teniendo en cuenta la salinidad y la temperatura. La concentración de [H⁺] se deriva de la ecuación de alcalinidad y se utiliza para calcular el pH:

$$ALKA = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [B(OH)_4^-] + [OH^-] - [H^+]$$

En el proceso de pH_simp se utiliza un conjunto de constante de equilibrio para agua dulce y otro conjunto para agua salina. Los conjuntos solo difieren en la forma de calcular la primera constante (K₁) y la segunda constante de disociación del ácido carbónico (K₂). El modelo selecciona el conjunto adecuado según la salinidad.

El pH se mide en la "escala de pH total" (pHT):

$$pH_T = -^{10}\log([H^+] + [HSO_4^-]) > -^{10}\log([H^+]) = pH \quad \text{Ec. 19}$$

No se mide el $[H^+]$ libre, sino el $[H^+]_T (= [H^+] + [HSO_4^-])$. En agua dulce la concentración $[HSO_4^-]$ es depreciable, sin embargo, este valor es importante en condiciones de agua salobre debido a la abundancia de sulfato.

En DELWAQ, todos los procesos que pueden cambiar el pH se tienen en cuenta, en la tabla 2 se muestran los procesos que tienen un efecto sobre el pH.

Tabla 2. Procesos en D-Water Quality con efectos en el pH

Descripción de proceso	Reacción química equivalente	Estequiometría
Reaeración de CO ₂	$CO_2(g) + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3^*(aq)$	TIC +0.273 ^a
Producción primaria	$CO_2 + H_2O \rightarrow CH_2O + O_2$	TIC -1.000 H ₂ O -1.500 C _{org} +1.000 OXY +2.670
Mineralización de C orgánico	$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$	TIC +1.000 H ₂ O +1.500 C _{org} -1.000 OXY -2.670
Desnitrificación	$NO_3^- + H^+ \rightarrow \frac{1}{2}N_2 + \frac{1}{4}O_2 + \frac{1}{2}H_2O$	NO ₃ -1.000 ^b ALKA +4.357 OXY +2.857 H ₂ O +0.643
Nitrificación	$NH_4^+ + 2O_2 \leftrightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O$	NH ₄ -1.000 OXY -4.571 NO ₃ +1.000 ALKA -8.714 H ₂ O +1.286
Captura de amoníaco	$NH_4^+ \rightarrow (NH_3)_{org} + H^+$	NH ₄ -1.000 N _{org} +1.000 ALKA -4.357
Captura de fosfato ^c	$H_2PO_4^- + H^+ \rightarrow (H_3PO_4)_{org}$	PO ₄ -1.000 P _{org} +1.000 ALKA 1.968
Captura de nitrato ^c	$NO_3^- + H^+ + H_2O \rightarrow (NH_3)_{org} + 2O_2$	NO ₃ -1.000 ALKA +4.357 H ₂ O -1.286 N _{org} +1.000 OXY -4.571
Deposición atmosférica de nitrato	$HNO_3 \rightarrow H^+ + NO_3^-$	NO ₃ +1.000 H ⁺ +0.071 ALKA -4.357
Deposición atmosférica de amonio	$NH_3 + H_2O \rightarrow NH_4^+ + OH^-$	NH ₄ +1.000 ALKA +4.357
Deposición atmosférica de sulfato	$H_2SO_4 \rightarrow 2H^+ + SO_4^{2-}$	SO ₄ +1.000 H ⁺ +0.143 ALKA -8.714

Nota: ^a: El flujo de CO₂ en D-Water Quality tiene unidades de gCO₂ m⁻³ d⁻¹ y se convierte a gC m⁻³ d⁻¹. ^b: Se cree que la desnitrificación en el sedimento actúa como un sumidero para el nitrato. No se agregan alcalinidad, oxígeno ni agua a la columna de agua. ^c: Las reacciones de mineralización son la inversa de las reacciones de captura.

4.7.5.4 Volatilización de metano

Cuando el metano (CH_4) se encuentra en la superficie del agua tiende a escapar hacia la atmósfera debido a que su presión parcial atmosférica es demasiado baja. La evaporación del compuesto se ve favorecida por la diferencia entre la concentración de saturación de CH_4 (valor próximo a cero) y la concentración real del mismo, de la misma forma, se ve favorecida por la diferencia entre las velocidades entre el agua y aire que lo cubren. En lagos, la fuerza impulsora es la velocidad del viento, por otro lado, en los ríos, la velocidad del flujo se desempeña como fuerza impulsora, mientras que, en los estuarios ambas fuerzas son significativas. Se resalta que la tasa de evaporación tiende a saturarse a velocidades de viento bajas ($<3 \text{ m/s}$).

La tasa de volatilización solo puede ser aplicada en formulaciones que puedan ser válidas para el metano y oxígeno disuelto. Por lo que, se utiliza el mismo modelo postulado para el intercambio de aire-agua de CO_2 : capa de película. Además, se dispone de un factor de escala para ajustar la relación de volatilización de metano en relación con la reaereación.

Ocurre el mismo proceso, en el cual, en DELWAQ, se incorporaron cuatro formulaciones diferentes para calcular el coeficiente de transferencia en la reaereación. Las primeras dos formulaciones son simplificaciones prácticas diseñadas para ajustarse a las preferencias del modelador, mientras que las otras dos opciones se obtuvieron de publicaciones científicas. Además, las tasas de reaereación se ven afectadas por la temperatura.

4.7.5.5 Ebullición de metano

La liberación de metano desde sedimentos o en las capas de agua profundas se asocia a la pérdida de metano hacia la atmósfera mediante burbujas de gas. Se presupone que no hay sobresaturación y que todo el CH_4 producido en exceso a la concentración de saturación disuelta se transfiere de inmediato a las burbujas de gas. Estas burbujas se acumulan en el sedimento hasta alcanzar una parte máxima del volumen, y la continuación de la producción de gas resulta en la ebullición.

En el modelo, aunque la fase inicial de acumulación se puede ignorar en la mayoría de los casos, se debe suponer que la cantidad máxima de gas estará presente al inicio de la simulación. Por tanto, todo el metano producido después de establecer la concentración de saturación disuelta se libera hacia la atmósfera.

La concentración de saturación, según DiToro (2001), está influenciada por la presión del agua (profundidad) y la temperatura del agua. La salinidad también afecta a la concentración.

4.7.5.6 Oxidación de metano

El metano disuelto, aunque no reacciona de manera puramente químicamente con el OD, distintas familias de especies bacterianas tienen la capacidad de oxidar el CH_4 . En el modelo se postula el proceso de oxidación microbiana con oxígeno, al igual que con sulfato, aunque,

debido a consideraciones termodinámicas, no ocurren de forma simultánea. La reducción del sulfato no genera energía en presencia de oxígeno disuelto, por lo tanto, la oxidación con sulfato solo se produce cuando hay abundancia de sulfato y el oxígeno está presente en concentraciones muy bajas, condiciones que se encuentran en el sedimento.

La oxidación microbiana del metano depende de las concentraciones de metano disuelto y del aceptor de electrones. Además, es un proceso sensible a la temperatura.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (wáter, **w**).

4.7.5.7 Oxidación de sulfuro

La oxidación del sulfuro se establece de dos formas, mediante una reacción puramente química y a través de un proceso mediado microbiano. Ambos procesos son dependientes de la temperatura. El proceso de oxidación química es dominante cuando hay altas concentraciones de oxígeno disuelto, puede llegar a completarse hasta en una hora. La oxidación microbiana del sulfuro suele darse a concentraciones bajas de oxígeno disuelto. Ciertas especies de bacterias autótrofas tienen la capacidad de oxidar el sulfuro cuando la radiación solar se encuentra disponible como fuente de energía. Este proceso suele ocurrir en regiones con gradientes de concentración pronunciados, como la interfaz entre sedimento y agua y las capas de agua cercanas a la termoclina.

La oxidación química del sulfuro sirve como punto de partida para la formulación de la tasa de oxidación. Por otro lado, se asume que solo el sulfuro disuelto está disponible para una oxidación rápida.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (wáter, **w**).

4.7.5.8 Precipitación y disolución de sulfuro

El sulfuro, resultado de la reducción de sulfato puede precipitar con hierro (II) formando sulfuro de hierro (II). Este compuesto tiende a ser termodinámicamente inestable en condiciones oxidantes y, en presencia de oxígeno disuelto, experimenta oxidación a hierro(III) y sulfuro a sulfato, conduciendo a la disolución del mineral.

La precipitación de sulfuro de hierro (II) tiene lugar en ambientes sin oxígeno disuelto y soluciones sobresaturadas con sulfuro libre e iones de hierro (II) y suele ocurrir en sedimentos reductores, debajo de capas oxidantes. Los parámetros que afectan la precipitación son la temperatura y el pH, debido a los equilibrios ácido-base del sulfuro. Se debe considerar la dependencia del pH mediante el proceso SPECSUD.

La disolución de sulfuro de hierro (II) ocurre cuando la solución está insaturada con respecto al sulfuro y al hierro (II). En el modelo se asume que la rápida oxidación de los iones con oxígeno disuelto ocurre únicamente en la solución (mediante el proceso SULPHOX), sin

embargo, en la práctica, la oxidación también tiene lugar en cierta medida en la superficie del mineral.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (wáter, **w**).

4.7.5.9 Especiación del sulfuro disuelto

El sulfuro, al ser un ácido débil, forma dos especies protonadas en solución. Además, estos procesos de equilibrio son dependientes de la temperatura.

La variación del pH afecta las concentraciones del metal en solución y las concentraciones totales de sulfuro disuelto en el entorno reductor. Se forman complejos de sulfuro de metal y solo las concentraciones del ion de metal libre y del ion de sulfuro libre afectan la precipitación y la disolución de un sólido de sulfuro de metal.

Para determinar la especiación del compuesto se usa en los procesos PARTWK_(i) y PARTS1/S2_(i) que calculan las fracciones de metal pesado precipitado y disuelto. Además, se utiliza el proceso PRECSUL, el cual es un proceso genérico, para determinar las tasas de precipitación y disolución relacionadas con el sulfuro de hierro.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (wáter, **w**).

4.7.5.10 Precipitación, disolución y conversión de hierro

Es un proceso que considera la precipitación, disolución y transformación de minerales de hierro en ambientes oxidantes y reductores.

En el modelo, las partículas de hierro oxidante están compuestas por oxihidróxidos de hierro (III), químicamente se encuentran en forma de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ o FeOOH . Se diferencian dos fracciones, una fracción cristalina en forma de goetita o FeIIIpc , esta reacciona de una manera más lenta debido a las energías de activación adicionales, la otra fracción es amorfa, en forma de FeIIIpa , esta unidad, con el tiempo se convierte en la cristalina. La precipitación de Fe^{3+} se produce en condiciones oxidantes cuando la solución está sobresaturada, y la disolución ocurre en condiciones reductoras cuando la solubilidad supera la actividad iónica (Luff y Moll, 2004; Wang y Cappellen, 1996; Boudreau, 1996).

Las partículas de hierro reductor constan principalmente en sulfuro de hierro (II) amorfo, pirita cristalina y carbonato de hierro (II) (siderita) cristalino. Por lo que, en el modelo a estos compuestos se les reconoce como FeS , FeS_2 y FeCO_3 . La pirita tiende a reaccionar de forma más lenta que el sulfuro de hierro (II), mientras que la siderita suele ser mucho menos reactiva. Por otro lado, la precipitación de Fe_2^{+} se suma al FeS , mientras que el FeS_2 se forma a partir del FeS y S . En el modelo se asume que el FeS reacciona con el H_2O . La precipitación y disolución ocurren en condiciones reductoras y oxidantes, respectivamente (Luff y Moll, 2004; Wang y Cappellen, 1996; Boudreau, 1996).

El sulfuro de hierro (II) y la pirita, en condiciones oxidantes son inestables. En presencia de OD, el sulfuro se oxida a sulfato y el hierro (II) también se oxida. La oxidación de FeS y FeS₂ se aborda en el proceso SULPHOX. Además, cuando ocurre la precipitación de sulfuro de hierro (II), el ambiente se encuentra en condiciones sin oxígeno disuelto. También se puede dar el proceso en la parte inferior de la columna de agua durante una larga estratificación.

La precipitación de estos minerales depende de la temperatura y el pH, ya que, el proceso tiene presente los equilibrios ácido-base que afectan las concentraciones de iones co-precipitantes como OH⁻, S²⁻ y CO₃²⁻.

4.7.5.11 Reducción de hierro por sulfuro

La oxidación del hierro puede experimentar una reducción abiótica debido a los sulfuros disueltos y a los sulfuros de hierro particulados (Luff y Moll, 2004; Wang y Cappellen, 1996; Boudreau, 1996). Estas dos reacciones producen hierro en forma reducida, Fe²⁺ y sulfato, sin embargo, la reducción por sulfuros de hierro particulados es considerablemente más lenta que la primera. Se recomienda revisar el proceso CONSELAC para la reducción biótica del hierro.

Como se había mencionado anteriormente, el modelo identifica dos fracciones para el hierro oxidante en forma de partícula: una fracción amorfa y una fracción cristalina (goetita).

4.7.5.12 Oxidación de sulfuros de hierro

Los componentes particulados FeS y FeS₂ se oxidan tanto química como microbiológicamente utilizando oxígeno disuelto (Luff y Moll, 2004; Wang y Cappellen, 1996; Wijsman et al., 2001; Boudreau, 1996). La oxidación de los sulfuros ocurre en dos pasos: primero se presenta la oxidación del sulfuro a sulfato, seguidamente, el hierro que ha sido liberado como Fe²⁺ se oxida. Este último proceso se maneja en el proceso IRONOX.

Además, se asume que el componente particulado FeCO₃ se oxida después de la disolución. La oxidación del sulfuro disuelto se maneja en el proceso OXIDSUD.

4.7.5.13 Oxidación de hierro disuelto

Las especies disueltas tales como Fe²⁺, Fe(OH)⁺ y Fe(OH)₂ se oxidan mediante OD y el nitrato en procesos químicos en condiciones anaerobias. Aunque los tres procesos de oxidación pueden describirse con la misma cinética, las constantes de velocidad de oxidación son diferentes (Luff y Moll, 2004; Wang y Cappellen, 1996; Wijsman et al., 2001; Boudreau, 1996).

En este caso, el primer paso que ocurre en la oxidación de los sulfuros, el cual es la oxidación de sulfuro a sulfato, se describe en el proceso SULPHOX incorporado en el modelo.

4.7.5.14 Especies del hierro disuelto

Los iones de hierro en un medio acuoso se combinan o se asocian con numerosos aniones, pero bajo condiciones de oxidación. el principal ligando que se une al hierro es el ion hidroxilo y bajo condiciones reductoras, el papel de ligando, lo desempeña el ion sulfuro.

Un ligando para los iones de hierro que se considera, es la materia orgánica disuelta, sin embargo, solo se tiene en cuenta cuando hay altas concentraciones de ácidos húmicos y fúlvicos. En el modelo, solo se considera la hidrólisis del hierro disuelto como una aproximación útil para la concentración libre de hierro disuelto.

Los procesos que se emplean para la especiación del hierro que se ha calculado son PRIPON e IRONOX, los cuales determinan las tasas de formación/disolución de minerales de hierro y las tasas de oxidación del hierro disuelto en su forma ferrosa (II).

4.7.5.15 Conversión de salinidad y proceso de cloración

La salinidad está caracterizada como la cantidad de sólidos en el agua luego de que los carbonatos se han convertido en óxidos, los bromuros y yoduros se reemplazan por cloruro y toda la materia orgánica se elimina debido al proceso de oxidación. Se informa en unidades de salinidad práctica (psu), equivalente a gramos por kilogramo (Kg) y partes por mil (ppt, %) Estos términos están asociados a la clorinidad y clorosidad. La clorinidad está caracterizada por cloruro, bromuro y yoduro, además, se informa en gramos de Cl por kilogramo. Mientras que, la clorosidad es la multiplicación de la clorinidad por la densidad del agua a una temperatura específica de 20°C. Se asume que es igual a la concentración de cloruro (g/L Cl). La concentración de clorosidad se puede calcular a partir de la salinidad y viceversa, como se explica a continuación.

La relación empírica entre la salinidad y la concentración de cloruro (clorosidad) utilizada es:

$$S = 0.03 + \frac{1.805 \times Cl}{\rho_w} \quad \text{Ec. 20}$$

La concentración de cloruro se expresa en g/m³ Cl cuando la densidad se expresa en kg/m³.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**) o al agua (wáter, **w**).

4.7.6 METALES PESADOS

4.7.6.1 Fraccionamiento de metales pesados

Con respecto al modelo, durante este proceso los metales se adsorben a componente de materia inorgánica (IM1-3), componentes de materia orgánica muerta (detritos particulados POC y materia orgánica disuelta DOC) y fitoplancton (PHYT).

El fraccionamiento de metales pesados mediante sorción implica comprender la distribución de diferentes formas en el entorno acuático. Esta distribución se describe mediante coeficientes de partición que consideran las proporciones de peso seco (materia particulada inorgánica) o de carbono orgánico. Los coeficientes de partición para los diferentes componentes de materia inorgánica y orgánica pueden ser diferentes, aunque el coeficiente para DOC generalmente se considera proporcional al coeficiente para POC.

La capacidad de adsorción de la materia inorgánica se basa principalmente en la presencia de oxihidróxidos de hierro, hidróxidos de aluminio, óxido de manganeso y arcillas como la illita. Los factores que influyen principalmente en la capacidad son: pH, potencial redox y formación de complejos. El segundo factor es asociado debido a que, a niveles bajos de potencial, ocurre en menor medida la reducción de hierro y manganeso, lo que implica una disminución de la capacidad de adsorción, especialmente en sedimentos. Con respecto a la formación de complejos puede llegar a variar de acuerdo al material y a las concentraciones de hidroxilo (OH^-), bicarbonato, cloruro, sulfuro y sulfato.

Después de la rápida adsorción de equilibrio o antes de la rápida desorción de equilibrio, se ha reconocido que ocurre una difusión lenta en la materia sólida. Por lo tanto, es posible calcular el flujo de sorción según la partición de equilibrio o la sorción lenta, eligiendo una de las opciones disponibles.

La simulación en DELWAQ se centra únicamente en la concentración total de un metal pesado, ya sea disuelto en forma de partículas. El proceso de partición detalla las especies disueltas, adsorbidas y precipitadas como proporciones de la concentración total, además de proporcionar el flujo combinado de sorción y precipitación.

Las unidades de volumen se aplican al volumen total (bulk, b) o al volumen de agua (water, w).

4.7.6.2 Reproducción para coeficientes de partición

El coeficiente de partición para metales pesados, al ser una función de la composición de la materia particulada, tiende a variar entre los sistemas de agua superficial. Los componentes fuertemente adsorbentes del sedimento en suspensión son los oxihidróxidos de hierro (III), los óxidos de manganeso, el hidróxido de aluminio, las arcillas y la materia orgánica. La capacidad general de adsorción se puede determinar a partir de la capacidad de intercambio catiónico (CEC). Este proceso no se aplica a metales que forman aniones, como el arsénico.

El coeficiente de partición se encarga de determinar la distribución de los metales pesados, así mismo, está influenciado por factores como la alcalinidad, la salinidad, el pH y las concentraciones de varios aniones e iones metálicos macroquímicos. El pH afecta de forma directa la adsorción entre un ión metálico libre y el H_3O^+ o entre un anión metálico y el OH^- en los sitios de sorción de la materia particulada.

La competencia entre metales pesados y macroquímicos, en términos de sorción, puede ser relevante, aunque las concentraciones de macroquímicos en el agua son generalmente

constantes con el tiempo. Por otra parte, para tratar las variaciones temporales causadas por el pH y considerar la dependencia de la composición de la materia particulada, se han creado repro-funciones a través de regresiones lineales multivariadas (logarítmicas) para el coeficiente de partición. Estas funciones cuantifican el coeficiente de partición según la composición química del agua o la CEC del sedimento en suspensión. El proceso RFPART_i utiliza estas funciones para calcular el coeficiente de partición.

Se destaca que la dependencia del potencial redox y la sobresaturación de minerales de metales pesados son factores que solo se consideran en el proceso de partición en sí mismo.

Las unidades de volumen se refieren al conjunto (b) o el agua (w)

4.7.7 SEDIMENTOS Y TRANSPORTES DE MASA

4.7.7.1 Decantación de sedimento

Los componentes inorgánicos se decantan en el lecho sedimentario. Cuando estas partículas se han depositado en el sedimento, pasan a formar parte de la materia orgánica que ya se encuentra en el sedimento. Los componentes inorgánicos del sedimento en el lecho sedimentario son:

1. IMS1/2, IM2S1/2 e IM3S1/2 para el enfoque S1/2.
2. IM1-3, las mismas sustancias cuando se simulan capas de sedimento de manera explícita.
3. Después de la decantación, los componentes de DBO y DQO van a formar parte de la DQO en el sedimento, el cual es una sustancia "inactiva".

4.7.7.2 Cálculo de los flujos de sedimentación de materia suspendida

En el modelo, los flujos de sedimentación de la materia seca total, la materia inorgánica total (TIM), la materia orgánica total (POC con y sin biomasa de algas) y la DBO total (SOD) se derivan de los flujos de sedimentación de las sustancias individuales y el fitoplancton (PHYT).

4.7.7.3 Transporte en el sedimento para sedimento estratificado

Las sustancias que se simulan para la columna del agua y el sedimento son las mismas. Una sustancia particulada en la columna de agua puede decantar o quedarse suspendido desde la misma sustancia en el sedimento y viceversa. Mientras que, una sustancia disuelta en la columna de agua se dispersa hacia la misma sustancia en el agua intersticial del sedimento, y viceversa.

Las sustancias particuladas también pueden estar sujetos a procesos como entierro, excavación, filtración y dispersión. El entierro se da por la sedimentación neta y se encarga del transporte de sustancias de una capa a otra en dirección descendente. La excavación,

por otro lado, es el resultado de la resuspensión neta y conduce al transporte de sustancias entre capas en dirección ascendente. Se debe tener en cuenta, que las magnitudes de los flujos de los procesos mencionados dependen del grosor de la capa y de la porosidad, si estos valores son constantes o cambian con el tiempo.

Este tipo de sustancias también pueden experimentar transporte dispersivo entre capas de sedimento debido a la bioturbación.

Para el transporte de sustancias a través del sedimento en el límite inferior en el modelo, se debe especificar las concentraciones de sustancias por debajo del límite "profundo" del sedimento.

Las formulaciones para sedimento estratificado son generales, por lo tanto, se debe abarcar todas las combinaciones posibles de flujos de sedimentación, flujos de resuspensión, grosor y porosidad de la capa, sean fijas o cambiantes. Además, en la biblioteca actual de procesos para el modelo no existe un proceso de consolidación del sedimento, el cual es necesario para la porosidad transitoria.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**), al agua (wáter, **w**) o a los sólidos (**s**).

4.7.7.4 Transporte en sedimentos y resuspensión (S1/2)

Los componentes del sedimento que van a estar presentes en el modelo para las capas de sedimento S_1 y S_2 , estarán sujetos a resuspensión (erosión) y entierro o excavación. En el proceso de erosión, los componentes son liberados en la columna del agua, mientras que, el entierro lleva a cabo el transporte de componentes de la capa S_1 a la capa S_2 y la eliminación de los componentes de la capa S_2 hacia el sedimento más profundo (límite). La excavación del sedimento es el mismo proceso que el del entierro pero a la inversa, donde se transporta el sedimento más profundo hasta la segunda capa (límite) y desde la capa S_2 hasta la S_1 . El límite "profundo" del sedimento para S_2 se define mediante las concentraciones de los componentes en la capa límite. Estos flujos se relacionan directamente con los flujos totales de sedimento, compuesto de materia seca, para todos los componentes de sedimento, como sedimento inorgánico, biomasa de microfitobentos, detritos particulados (C, N, P, Si), micropolutantes orgánicos y metales pesados.

El destino de los flujos de resuspensión hacia la columna de agua es el siguiente:

1. Los componentes inorgánicos del sedimento se asignan a sustancias similares en la columna de agua.
2. La biomasa de microfitobentos (DiatS1) se asigna a los depósitos de detritos particulados (POC/N/P1) y OPAL.
3. Las fracciones de detritos particulados DET(C,N,P,Si) y OO(C,N,P,Si) se asignan a los depósitos de detritos particulados (POC/N/P1) y OPAL, y a los depósitos de detritos particulados (POC/N/P2) y OPAL, respectivamente.
4. El fósforo adsorbido inorgánico, los micropolutantes orgánicos y los metales pesados se asignan a sustancias similares en la columna de agua.

La resuspensión depende del esfuerzo cortante según las formulaciones de Partheniades-Krone (Partheniades, 1962; Krone, 1962). Cuando sucede que el esfuerzo cortante supera un valor crítico o cuando la profundidad del agua es mejor que cierta profundidad crítica, la tasa de resuspensión es cero.

Las unidades de volumen se refieren al total (bulk, **b**), al agua (wáter, **w**) o a los sólidos (**s**).

4.7.7.5 Cálculo de la velocidad de flujo horizontal

En este proceso se calcula la velocidad de flujo horizontal en un segmento, considerando flujos de masa de aguas que, en la mayoría de casos, los flujos van en dirección horizontal perpendiculares entre si por segmento. En cada dirección, se promedian las dos velocidades de flujo y, seguidamente, se calcula la velocidad de flujo horizontal utilizando el teorema de Pitágoras, para ello, se toma el valor mínimo o máximo de las dos direcciones.

Las contribuciones de la malla en cada dirección pueden ponderarse de manera diferente, se puede realizar por la media aritmética de las velocidades por intercambio, que se pondera por el caudal o el área, o utilizando el valor máximo de velocidad.

Se debe tener en cuenta dos notas que describe el manual de Deltares (2020b):

Nota 1: Si la malla está curvada de manera significativa, entonces la orientación diferirá por segmento y deberá utilizarse un parámetro de orientación en lugar de una constante si se desea tener el vector de velocidad.

Nota 2: Debido a que el proceso, tal como está implementado, asume que la malla subyacente es una malla estructurada curvilínea o rectangular, no es adecuado para mallas no estructuradas. No se realiza ninguna verificación de si la malla está estructurada o no.

4.7.8 TEMPERATURA

4.7.8.1 Cálculo de la temperatura del agua

La temperatura del agua se puede modelar de dos formas, la primera es representando la temperatura absoluta del agua, la segunda es representando la temperatura excedente del agua, que tiende a ser superior a la temperatura ambiente de fondo.

El proceso de la temperatura del agua permite que se regule tanto la ganancia como la pérdida de la fase acuosa hacia la atmósfera considerando aspectos como la evaporación, re-aireación y la influencia del viento. Este proceso se fundamenta en una relación que utiliza el coeficiente de intercambio de calor propuesto por Sweers (1976). La temperatura natural del agua se refiere a la temperatura que alcanzaría el cuerpo de agua en condiciones en las que se encuentre alejado de fuentes de contaminación térmica.

Este proceso se implementa únicamente para la temperatura.

Si SwitchTemp= 0, la temperatura modelada es la temperatura absoluta, en este caso:

$$T = ModTemp \quad \text{Ec. 21}$$

$$SurTemp = T - NatTemp$$

Si SwitchTemp= 1, la temperatura modelada es la temperatura excedente, en este caso:

$$SurTemp = ModTemp \quad \text{Ec. 23}$$

$$T = SurTemp + NatTemp \quad \text{Ec. 24}$$

El cálculo del intercambio de calor es en ambos casos:

$$dModTemp = -RcHeat \times FactRcHeat \times Surtemp + ZHeatExch \quad \text{Ec. 25}$$

$$RcHeat = \frac{4.48 + 0.049 \times T + F_{wind} \times (1.12 + 0.018 \times T + 0.00158 \times T^2) \times 86400}{C_p \times \rho_w \times Depth} \quad \text{Ec. 26}$$

$$\rho_w = 1000.0 - 0.088 \times T \quad \text{Ec. 27}$$

$$F_{wind} = 0.75 \times (3.5 + 2.05 \times V_{wind}) \quad \text{Ec. 28}$$

Donde:

ModTemp: temperatura modelada [°C]

SwitchTemp: interruptor: temperatura modelada es absoluta (0) o excedente (1) [-]

SurTemp: temperatura excedente [°C]

T: temperatura ambiental del agua [°C]

NatTemp: temperatura de fondo natural ambiental del agua [°C]

Depht: profundidad de un segmento DELWAQ [m]

Vwind: velocidad del viento a 10 m de altura sobre la superficie [m s⁻¹]

Cp: calor específico del agua [J kg⁻¹ °C⁻¹]

RcHeat: constante de tasa para el intercambio de temperatura excedente [d⁻¹]

FactRcHeat: factor en la constante de tasa para el intercambio de temperatura excedente (generalmente establecido en 1) [-]

pw: densidad del agua a la temperatura ambiental del agua [kg m⁻³]

ZHeatExch: flujo de intercambio de temperatura de orden cero [°C d⁻¹]

dModTemp: flujo de intercambio de temperatura [°C d⁻¹]

Directrices para el uso:

- i. El valor máximo que puede alcanzar el flujo de intercambio de temperatura está limitado a la cantidad de temperatura excedente presente (-SurTemp/Δt).
- ii. Si se modela la temperatura excedente, la temperatura de fondo natural ambiental debe proporcionarse como un valor constante en el tiempo y el lugar.

4.7.8.2 Cálculo de la temperatura para zonas de bajamar

Durante los periodos de emersión, la temperatura de los lodos y bancos en sistemas de agua intermareal pueden ser diferentes a la temperatura del agua. El aumento de temperatura en los bancos puede superar los 10 °C, y la tasa de aumento de temperatura puede ser de hasta 3 °C por hora. La simulación actual de la temperatura en bancos está ligada a simulaciones bastante simplificadas, los cuales no implican cálculos del presupuesto de energía.

La temperatura en un banco durante la bajamar es una función de la temperatura del agua y del aire, de la radiación solar y de retorno, de la velocidad del viento, la humedad relativa del aire, de la cantidad y temperatura de precipitación y la duración del periodo de emersión.

En la parte superior de un banco se debe asignar la temperatura del aire al comenzar la bajamar. La temperatura se ajusta con respecto a la del aire mediante un aumento gradual de la radiación solar y debido a la disminución constante instantánea por evaporación. La intensidad real de la radiación solar se utiliza para ajustar el aumento de temperatura en función de un límite máximo. Por último, la temperatura del agua se reestablece al volver a sumergirse el banco.

5 Metodología

La metodología propuesta para este trabajo se desarrolla en varias etapas. En primer lugar, se llevará a cabo el levantamiento de información de los parámetros oceanográficos y de la calidad del agua. Posteriormente, se procede con la caracterización de las condiciones oceanográficas, abarcando aspectos como la variabilidad climática, el comportamiento oceanográfico, el análisis de marea, de corrientes y otros factores relevantes. Seguido, se realizarán actividades de adquisición de la información de parámetros oceanográficos y meteorológicos marinos a partir de diversas bases de datos como IDEMAR, REDCAM, CECOLDO, INVEMAR y Vallecaucana de Aguas. Estas fuentes permitirán una información detallada de la zona de estudio. En la Figura 11 se presenta la metodología implementada a continuación.



Figura 11. Metodología aplicada

5.1 Área de estudio

El área de dominio se encuentra ubicado en el departamento del Valle del Cauca, en la zona central del Pacífico Colombiano, específicamente en la bahía costera del municipio de Buenaventura. En la Bahía se encuentra el puerto más importante de Colombia, el cual tiene la capacidad de gestionar el 60% de los productos importados y exportados del país (Rueda-Bayona et al., 2023a)

La Bahía de Buenaventura presenta un ancho que oscila, con aproximadamente 5,5 km en la parte interna y 3,4 km en la parte externa en la entrada del estuario, destacándose por su forma angosta y alargada (Otero, 2005; Vásquez *et al*, 2021).

En el contexto del Pacífico colombiano, la bahía se caracteriza por un rango promedio de marea que oscila entre 3 y 4 metros, de acuerdo con el mapa mundial incluido en el informe de IRENA (2014) y las observaciones de Quintero & Rueda (2021). Así mismo, estudios han revelado que las velocidades de corriente de marea dentro de la bahía se encuentran entre 0,5 y 2 m/s.

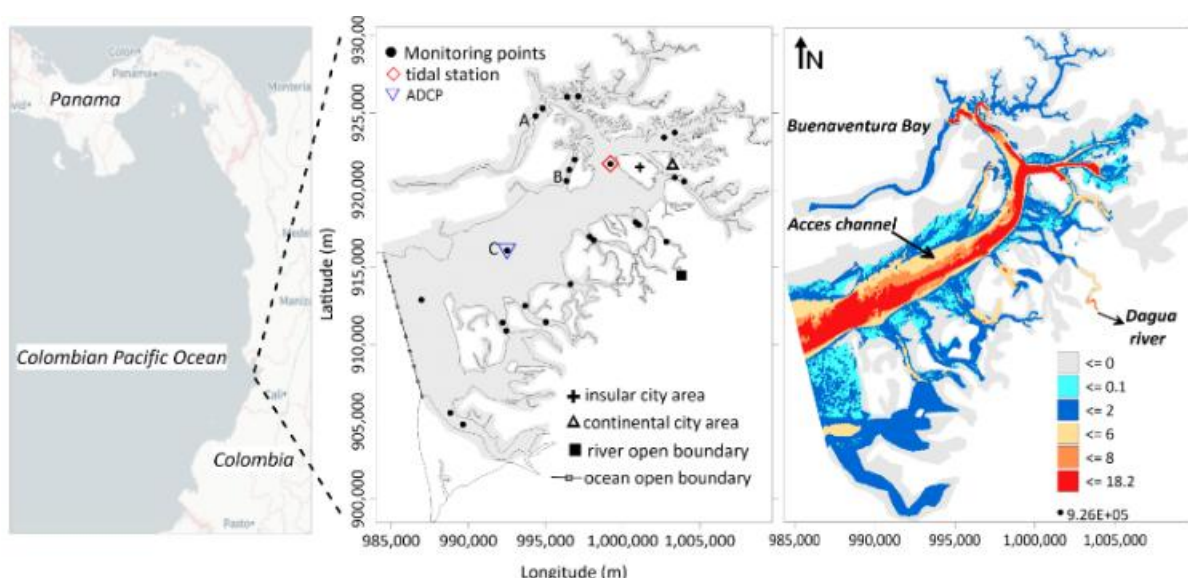


Figura 12. Área de estudio, ubicación de los puntos de monitoreo y dominio del modelo hidrodinámico 3D. Tomado de Rueda-Bayona et al., 2023

En esta bahía desembocan diversos cuerpos de agua, como el río Dagua, las quebradas Aguadulce, Pichidó, El Corral, y San Joaquín, además de los esteros Aguacate, Amazonas, Crucecitas, Doscientos pesos, El Piñal, Gamboa, Las Cruces, Limones, San Antonio y Santa Delicia (Álvarez et al., 2016).

Sin embargo, para este estudio se dará especial énfasis al río Dagua como principal fuente de desembocadura, y se considerarán las zonas de interés destinadas a la implementación de los diques mareomotrices: Estero Estero las Cruces ($3^{\circ}54'22''\text{N}$ $77^{\circ}05'58''\text{W}$), Estero Crucecitas ($3^{\circ}54'31''\text{N}$ $77^{\circ}05'02''\text{W}$), Estero Doscientos ($3^{\circ}55'04''\text{N}$ $77^{\circ}06'36''\text{W}$) y Estero Colebarco ($3^{\circ}55'05''\text{N}$ $77^{\circ}07'37''\text{W}$).

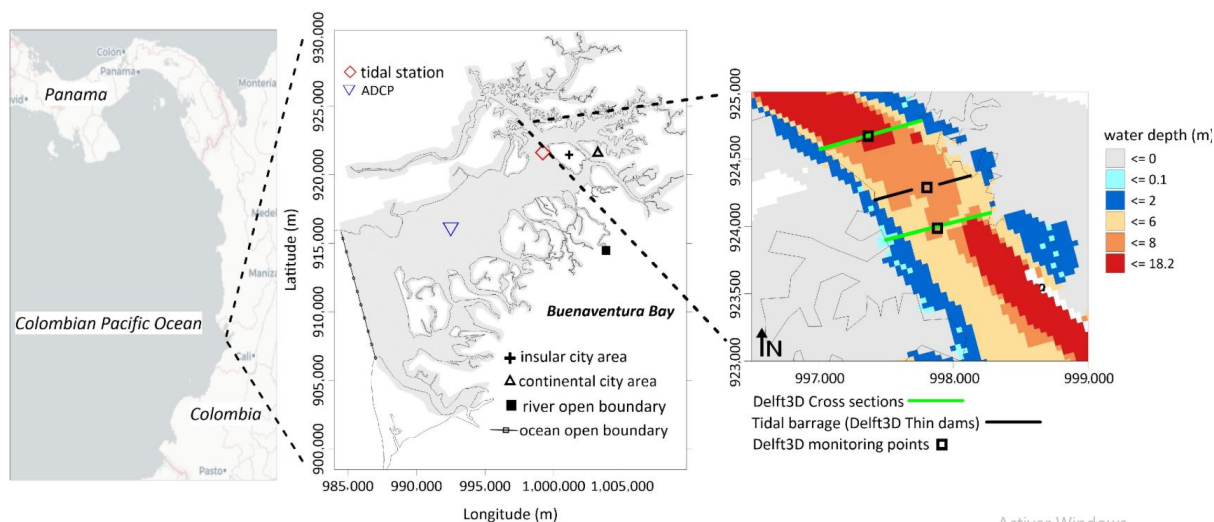


Figura 13. Área de estudio, ubicación de la presa de marea, puntos de monitoreo y dominio del modelo hidrodinámico 3D. Tomado de Parrado & Rueda-Bayona, 2024

Nota: Coordenadas en el sistema de unidades Magna Sirgas Colombia Oeste. Las mediciones de la estación de marea y del ADCP tienen las coordenadas 77.08079 O/3.891239 N y 77.146 O/3.837 N, respectivamente.

5.2 Levantamiento de información

Para cumplir con el primer objetivo específico, se realizó el levantamiento de información secundaria obtenida a través de diferentes entidades gubernamentales.

En cuanto a los datos climáticos, estos fueron obtenidos de ERA5, una base de datos global de reanálisis atmosférico y climático de quinta generación, desarrollada por el Centro Europeo de Predicción Meteorológica a Medio Plazo (ECMWF) como parte del programa Copernicus de la Unión Europea. ERA5 proporciona información detallada sobre el clima y las condiciones meteorológicas a escala mundial desde 1940 hasta la actualidad. Ofrece datos y estimaciones horarias de múltiples variables, como magnitudes atmosféricas, olas oceánicas y condiciones de la superficie terrestre (Copernicus Climate Change Service, 2023). En la Tabla 3 se presentan las variables descargadas del almacén de datos climáticos para el año 2021, con su respectiva descripción.

Tabla 3. Descripción de los datos de ERA 5

Variable	Unidad	Descripción
Temperatura del aire (2m temperature)	kelvin (K)	Representa la temperatura del aire a 2 metros sobre la superficie de la tierra, el mar o las aguas continentales.
Temperatura del punto de rocío a 2 m	kelvin (K)	Representa la temperatura a la que el aire, a 2 metros sobre la superficie de la Tierra, debería enfriarse para que se produzca la saturación. Es una medida de la humedad del aire.
Cobertura total de nubes (Total cloude cover)	Adimensional	Representa la proporción de una cuadrícula cubierta por nubes. Las fracciones de nubes varían de 0 a 1.

Radiación solar (Surface solar radiation downward, clear sky)	w/m ²	Representa la cantidad de radiación térmica (también conocida como radiación de onda larga o terrestre) emitida por la atmósfera que alcanza un plano horizontal en la superficie de la Tierra, suponiendo condiciones de cielo despejado (sin nubes).
---	------------------	--

Tomado de Copernicus Climate Change Service, 2023

La temperatura del punto de rocío, según ERA5, se utiliza como una medida de la humedad del aire. Al combinar esta variable con la temperatura del aire, es posible calcular la humedad relativa empleando la Ecuación 29.

$$HR (\%) = 100 \times \frac{e^{\left(\frac{17.625 \times T_{pr}}{243.04 + T_{pr}}\right)}}{e^{\left(\frac{17.625 \times T_{realC}}{243.04 + T_{realC}}\right)}} \quad \text{Ec. 29}$$

Donde,

HR= Humedad relativa (%)

Tpr= Temperatura del punto de rocío (°C)

TrealC= Temperatura real (°C)

Además de los datos climáticos, se utilizó información ambiental y oceanográfica procedente del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreís” conocido como INVEMAR (INVEMAR, 2022b). Este instituto Colombiano, ubicado en Santa Marta, tiene como objetivo principal generar conocimiento científico con el fin de proporcionar conocimiento científico sobre los ecosistemas marinos y oceánicos para su conservación, manejo sostenible y uso adecuado (INVEMAR, 2022a). INVEMAR está adscrito al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y trabaja en áreas como biodiversidad, calidad ambiental, oceanografía y cambio climático.

El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) desarrolló el Sistema de Información Ambiental Marina (SIAM), una plataforma encargada de recopilar, gestionar, analizar y difundir información ambiental sobre los recursos marinos y costeros de Colombia. A través de la plataforma SIAM, se identificaron parámetros clave para caracterizar las condiciones ambientales de la Bahía de Buenaventura. Con el apoyo de estaciones de monitoreo ubicadas en la región, se descargaron datos físico-químicos (como salinidad, DBO, DQO, OD, amonio, nitrato, ortofosfatos y alcalinidad) y biológicos (como Total Coli Bacteria), correspondientes al año 2021.

Además, INVEMAR coordina una herramienta de gestión conocida como REDCAM “Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia”, es una herramienta que realiza monitores de la calidad de las aguas superficiales y en 2014 inició muestreos en sedimentos marinos y costeros en Colombia (INVEMAR, 2022c). Con el apoyo de la REDCAM, se accedió a informes correspondientes al año 2021, los cuales proporcionaron información relevante sobre las condiciones físico-químicas de la Bahía de Buenaventura (Ver Figura 14).



Figura 14. REDCAM, Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia. Tomado de INVEMAR, 2025

También se recopiló información del portal hidroclimatológico de la CVC para obtener los datos de caudales del río Dagua, uno de los principales ríos que desembocan en la bahía (CVC, 2025). En la zona de descarga de este río, ocurre un fenómeno de mezcla entre agua dulce y agua salada, lo que genera condiciones ideales para la formación de un estuario (IIAP, 2015).

Así mismo, se extrajo información de los muestreos realizados por la empresa Vallecaucana de Aguas, en colaboración con la Unión Temporal Aquapozos. Estas entidades se encargaron de recolectar y analizar muestras de aguas superficiales y residuales, con el apoyo del laboratorio Analquim Limitada, responsable de los ensayos analíticos.

Se analizaron 39 parámetros de los cuales 6 parámetros son registros de medición directa en campo (pH, Temperatura, sólidos sedimentables, oxígeno disuelto, conductividad y Caudal) y los otros 33 parámetros son ensayos de laboratorio (Acidez Total, Alcalinidad Total, Cloruros, Coliformes fecales, Coliformes totales, Color real (436nm, 525nm, 620nm), DBO5, DBO5 Soluble, DQO, DQO Soluble, Dureza cálcica, Dureza total, Escherichia Coli, Fósforo particulado, Fósforo soluble, Fósforo total, Grasas y aceites, Hidrocarburos totales, Nitratos, Nitritos, Nitrógeno amoniacal, Nitrógeno amoniacal particulado, Nitrógeno amoniacal soluble, Nitrógeno orgánico, Nitrógeno orgánico particulado, Nitrógeno orgánico soluble, Nitrógeno total kjeldahl, Ortofosfatos, Sólidos suspendidos totales, Sólidos suspendidos volátiles, Sólidos totales, Tensoactivos Aniónicos y Turbiedad). Este análisis se llevó a cabo en el marco del proyecto titulado “*MONITOREO DE VERTIMIENTOS DEL SISTEMA DE ALCANTARILLADO SANITARIO Y FUENTES RECEPTORAS DE VERTIMIENTOS DEL ÁREA URBANA DEL MUNICIPIO DE BUENAVENTURA, VALLE DEL CAUCA*” (Analquim Limitada, 2016).

Los resultados del estudio incluyen muestreos de agua residual doméstica en cuatro estaciones de monitoreo ubicadas en la ciudad de Buenaventura (Puntos 2, 7 y 124), como se ilustra en la Figura 15. No obstante, para la modelación, los puntos de monitoreo fueron adaptados, de modo que las descargas se ubicaron principalmente sobre la bahía como se observa en la Figura 17.

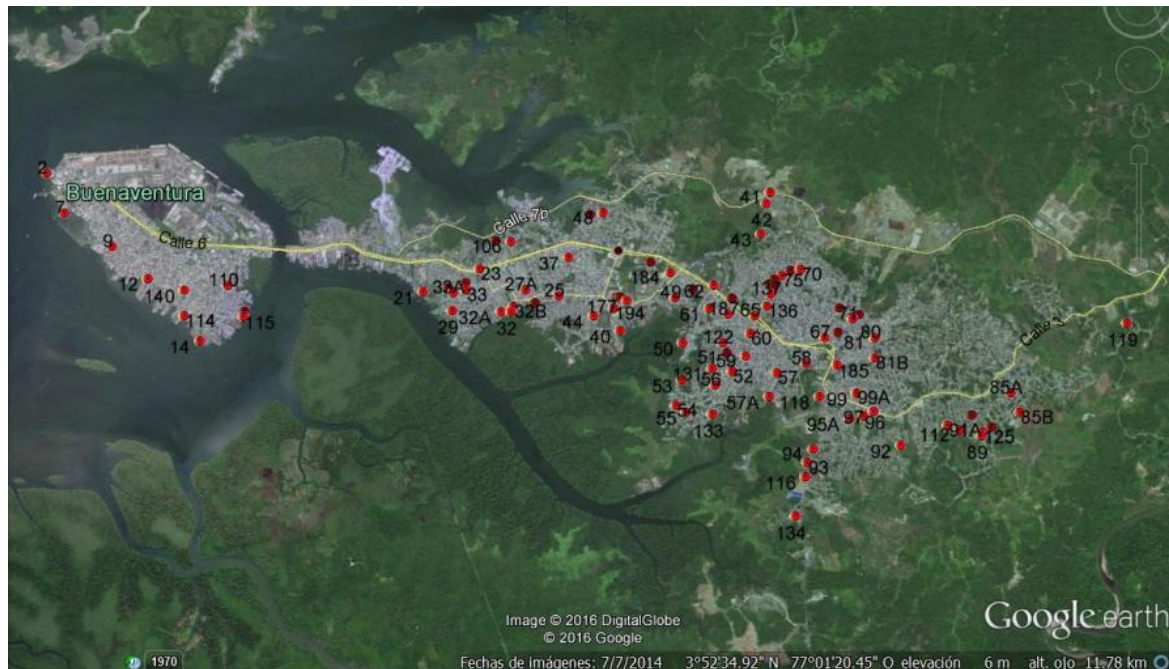


Figura 15. Estaciones de muestreo de aguas residuales – Municipio de Buenaventura. Tomada de Analquim LTDA, 2016

Los datos de descarga suministrados por Vallecaucana de Aguas S.A. E.S.P., se contrastaron con la información disponible en el geovisor del SIAM (INVEMAR, 2025), correspondiente a las estaciones de muestreo incluidas en el informe REDCAM 2021. Las estaciones se encuentran distribuidas en dos zonas: Buenaventura urbana, que abarca el interior de la bahía de Buenaventura, zona principal donde se desarrollan las actividades portuarias y comerciales; y Buenaventura Afuera, localizada en la entrada de la región de la Bocana, donde al norte se ubican las playas de Piangüita y La Bocana, y al sur Isla Soldado, junto con los esteros Brazo Largo y Machetagedó, en cuyos alrededores desembocan los ríos Potedo y Anchicayá.

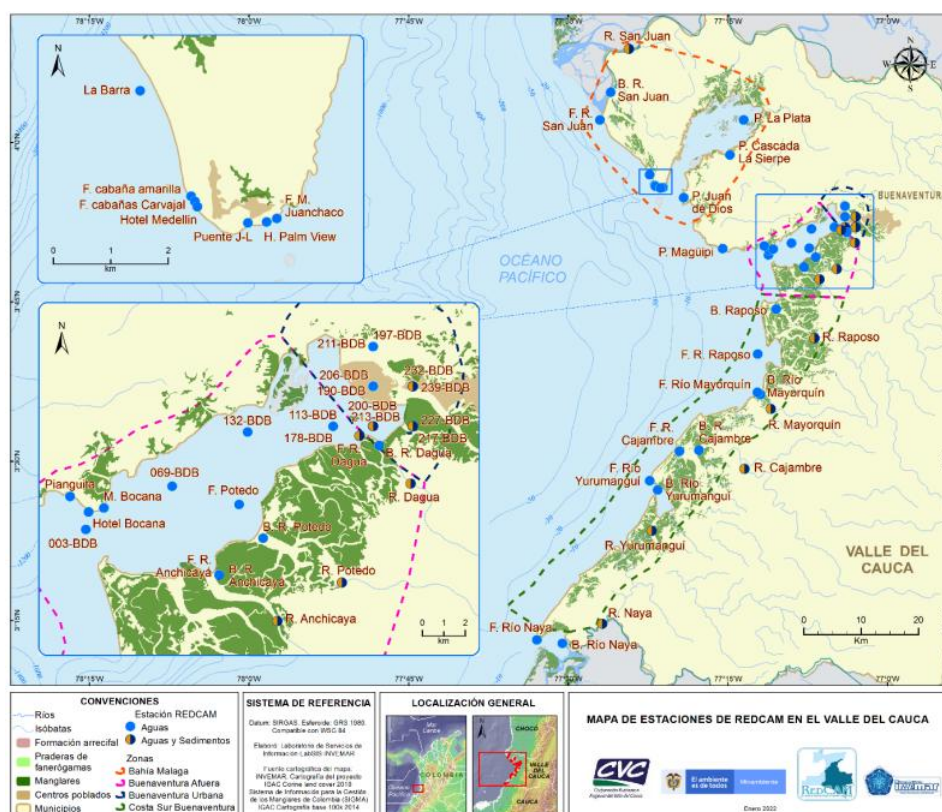


Figura 16. Mapa de estaciones de muestreo REDCAM en el departamento del Valle del Cauca. Tomada de INVEMAR, 2021

Tabla 4. Recopilación de las Estaciones de muestreo REDCAM

Zona	Estación	Coordenadas
Buenaventura Urbana	200-BDB	Longitud: -77.08138500 Latitud: 3.88310800
	213-BDB	Longitud: -77.06967200 Latitud: 3.87786100
	217-BDB	Longitud: -77.06268300 Latitud: 3.87070100
	227-BDB	Longitud: -77.05616800 Latitud: 3.88238900
	190-BDB	Longitud: -77.08316800 Latitud: 3.89597200
	211-BDB	Longitud: -77.06670300 Latitud: 3.90000100
Buenaventura Afuera	178-BDB	Longitud: -77.09604600 Latitud: 3.87115900
	132-BDB	Longitud: -77.11916700 Latitud: 3.86429700
	113-BDB	Longitud: -77.12819700 Latitud: 3.85525000
	069-BDB	Longitud: -77.15069500 Latitud: 3.84168700
	Frente a Río Potodo	Longitud: -77.12503000 Latitud: 3.82636200
	Frente al muelle - Bocana	Longitud: -77.17923900 Latitud: 3.83260300
	003-BDB	Longitud: -77.18669700 Latitud: 3.82357800

Tomada de INVEMAR, 2025

Con base en la información presentada en la Figura 13, la Tabla 4 y la Figura 15, se delimitó el área de estudio, identificando la ubicación de los puntos de observación y la configuración del dique para uno de los escenarios de modelación. Cabe resaltar que, en el módulo FLOW, el dique actúa como una barrera numérica entre celdas, no actúa como estructura hidráulica.

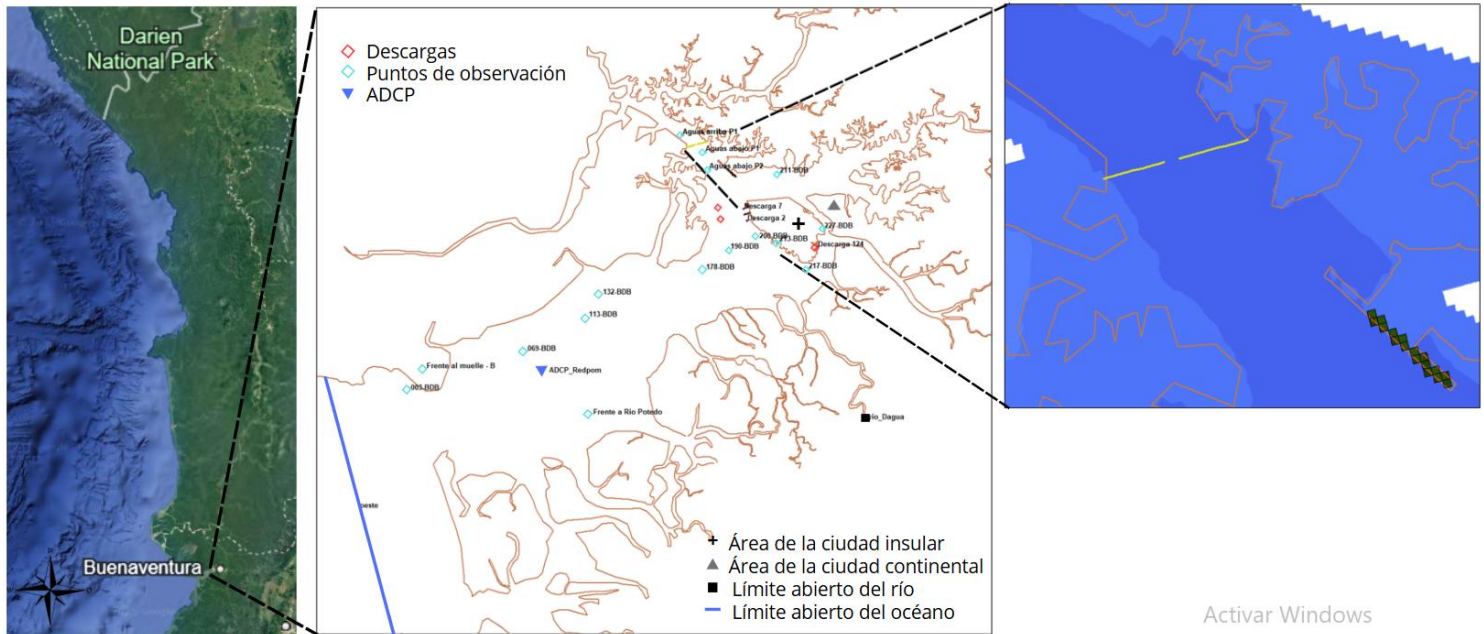


Figura 17. Ubicación de los puntos de muestreo (puntos azules), descargas (rombo rojo) y diques (línea amarilla) en la Bahía de Buenaventura

5.3 Implementación del módulo hidrodinámico (Flow)

Con los datos recopilados, se llevará a cabo la implementación del programa numérico Delft3D. En primer lugar, se utilizará el modelo hidrodinámico Delft-FLOW. Los archivos de entrada para el módulo consistirán en la creación de una malla de cálculo adaptada a la geometría del área de estudio, integrando la batimetría. Este procedimiento se basó en la investigación de , quienes realizaron la calibración y validación del modelo hidrodinámico, buscando representar con la mayor precisión posible la dinámica del área y ajustando los parámetros de calibración.

5.3.1 Generación de la malla (grid)

Para la zona de estudio se diseñó una malla o rejilla (conocida en inglés como *grid*), la cual constituye un componente esencial en los modelos numéricos para simular procesos físicos mediante ecuaciones numéricas que se resuelven de forma discreta. Esta malla se construye dividiendo el dominio de interés, ya sea un río, estuario, costa o cuerpo de agua, en pequeñas celdas o elementos (Rueda-Bayona et al., 2023b). El diseño de la malla se realizó a través del módulo RGFGGRID, el cual permite generar una rejilla curvilínea ajustada a los bordes del terreno, mejorando la precisión del modelo (Ver figura 17).

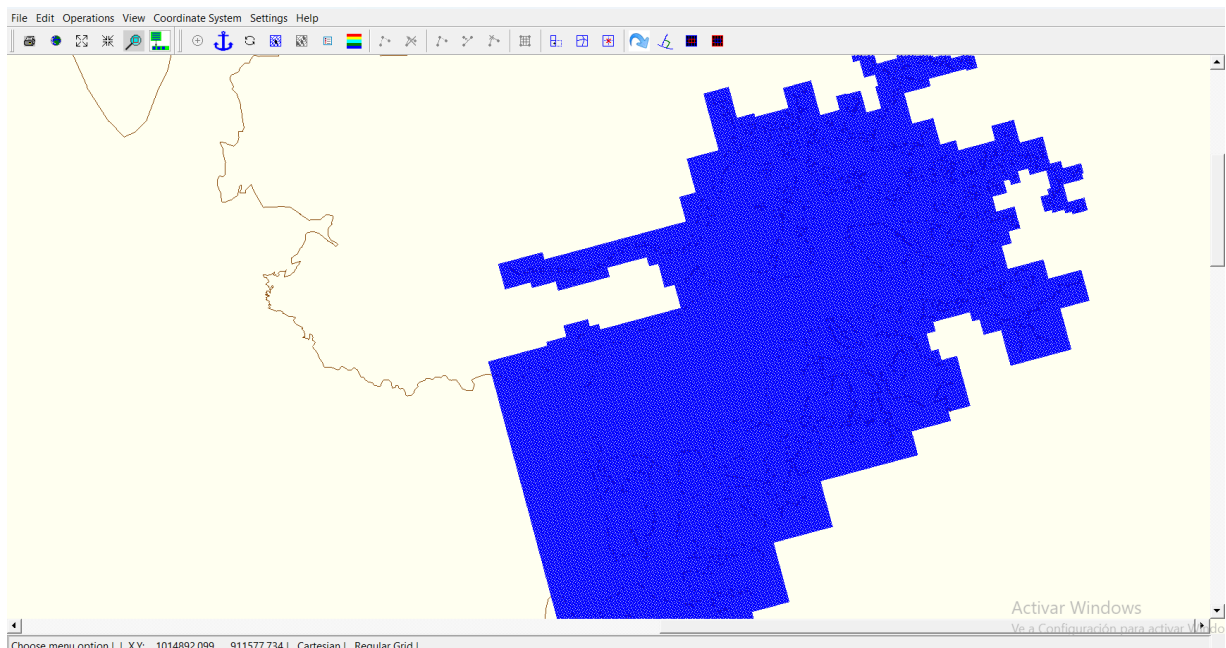


Figura 18. Mallado Bahía de Buenaventura, modelo hidrodinámico y de calidad de agua

En el artículo de Rueda-Bayona et al. (2023) utilizaron la base de datos WOA2018 (consultado el 1 de diciembre de 2022) y el informe de calidad del agua de 2021 en la Bahía de Buenaventura que fue publicado por INVEMAR para obtener información sobre las propiedades termohalinas del área de estudio. A través de la Dirección General Marítima de Colombia, fueron proporcionados los datos in situ para la calibración y validación del modelo hidrodinámico, que incluyen niveles de agua, corrientes ADCP, vientos superficiales y batimetría (Rueda-Bayona et al., 2023b).

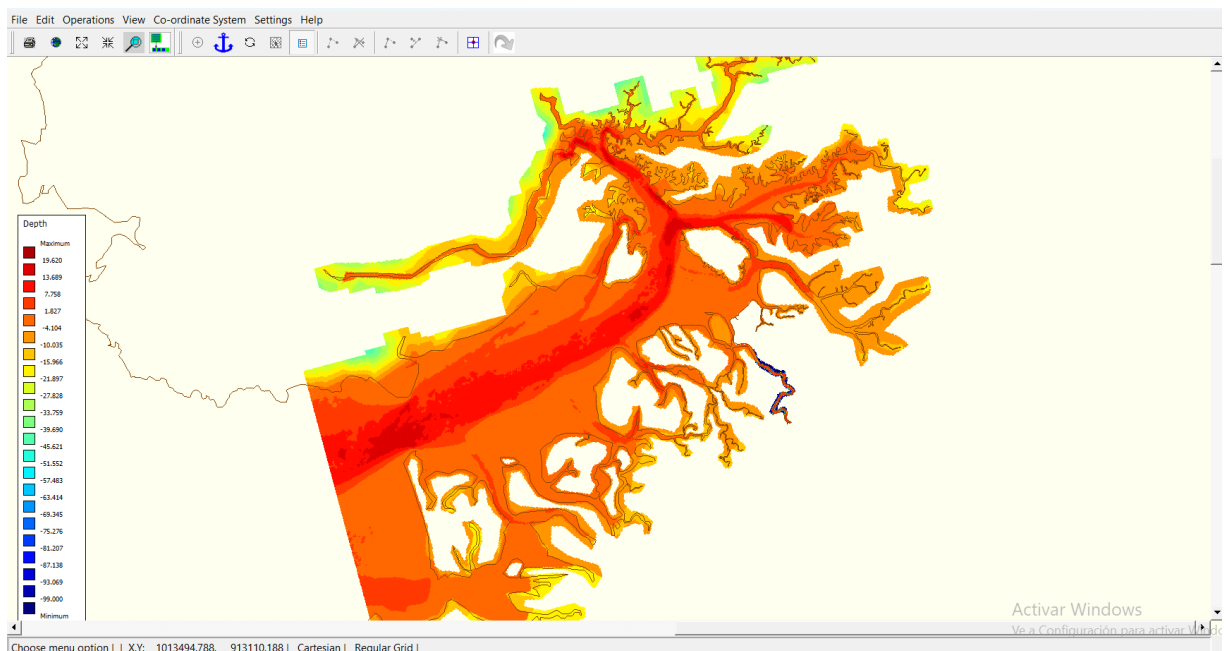


Figura 19. Información Batimétrica en la Bahía de Buenaventura

5.3.2 Calibración y validación del modelo hidrodinámico

Según Rueda-Bayona J.G et al. Rueda-Bayona et al., (2023b) se calibró el modelo comparando datos simulados y medidos de nivel de agua y velocidades de corriente (mediante ADCP), ajustando parámetros como la rugosidad del fondo, viscosidad horizontal y esquema de advección para lograr una alta correlación y baja desviación de errores.

Además, tras la calibración, se validó el modelo en otro conjunto de datos, confirmando que el comportamiento hidrodinámico modelado reproduce adecuadamente las condiciones observadas en la Bahía de Buenaventura con un coeficiente de correlación alto. Los resultados de calibración y validación se pueden observar en la Figura 7.

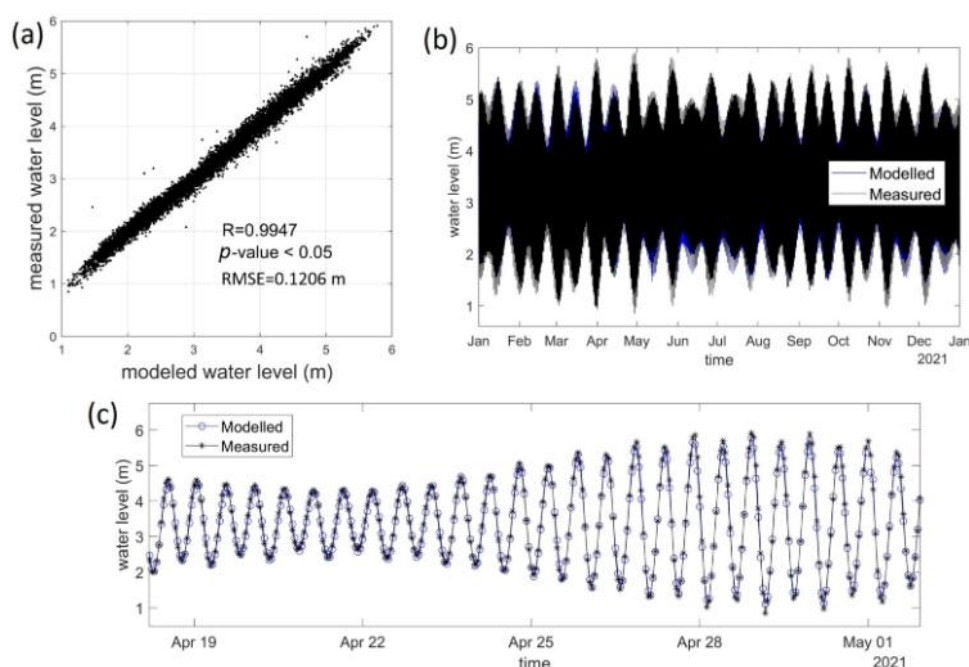


Figura 20. Resultados de la calibración del modelo de datos del nivel del agua: (a) diagrama de dispersión modelada vs. medida, (b) comparación de series de tiempo horarias de 1 año (2021), (c) ampliación de la comparación de series de tiempo. Tomado de Rueda-Bayona, J.G et al., 2023

5.4 Implementación del módulo de calidad de agua (Delwaq)

Una vez definidos los resultados del modelo hidrodinámico, y ejecutados en el módulo Delft3D-FLOW, se integrarán en el módulo de calidad del agua (D-Water Quality) utilizando la herramienta DELWAQ. Este proceso incluirá la asimilación de la malla y la batimetría obtenidas con el anterior modelo, se realizará la configuración de las condiciones iniciales y de frontera para ejecutar el modelo de calidad. Adicionalmente, se llevará a cabo la selección y configuración de procesos físicos, químicos y biológicos relevantes (Ver Tabla 5), según los objetivos del estudio para la etapa de calibración.

Tabla 5. Selección de parámetros físicos, químicos y biológicos de la librería sustancias de Delft3D

Grupo de parámetros	Parámetros	Unidades
Trazador y temperatura	Temperatura del agua	°C
Oxígeno-DBO	Oxígeno disuelto	g/m ³
	DBO carbonácea (primera piscina) a los 5 días	gO ₂ /m ³
	Concentración de DQO por el método de Mn	gO ₂ /m ³
	DBO nitrogenada a los 5 días	gO ₂ /m ³
Materia orgánica disuelta	Salinidad	g/kg
	Amonio	gN/m ³
	Nitrato	gN/m ³
	Ortofosfato	gP/m ³
	Alcalinidad	gHCO ₃ /m ³
Contaminantes bacterianos	Bacterias coli totales	MPN/m ³

La entidad Vallecaucana de Aguas S.A. E.S.P. es una entidad pública descentralizada del Departamento del Valle del Cauca, con autonomía administrativa y financiera. Actúa como gestora del Plan Departamental de Agua (PDA) y se enfoca en la gestión de servicios de agua potable y saneamiento básico en la región (Vallecaucana de Aguas S.A. E.S.P, 2024).

En el marco de sus funciones, la entidad proporcionó un informe completo de un estudio de muestreos de fuentes receptoras de agua residuales domésticas y aguas superficiales provenientes del sistema de alcantarillado de Buenaventura, el muestreo fue ejecutado en un periodo de 12 horas continuas a lo largo de 10 días en diferentes puntos de la ciudad definidos previamente por la empresa Unión Temporal Aquapozos (Analquim LTDA, 2016).

En la Tabla 6 se presentan los datos de descarga empleados en el módulo de calidad de agua. Los puntos 7, 2 y 124, reportados por la empresa contratista, corresponden a las zonas de vertimiento más próximas a la bahía.

Tabla 6. Parámetros de descarga de los 3 puntos de vertimiento

Parámetro	Unidad	Punto de captación					
		Punto 2		Punto 7		Punto 124	
		Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio
In situ							
Caudal	L/s	0,204 – 0,056	0,143	580,82 – 72,08	164,34	4,38 – 2,98	3,641
Oxígeno Disuelto	mg/L O2	7,1 – 4,2	5,68	5 – 1,20	3,22	2,2 – 0,4	1,56
Temperatura	°C	31 – 29	29,9	28,5 – 26,1	27,2	31,1 – 27,9	29,4
Parámetros fisicoquímicos							
Alcalinidad total	Mg/L CaCO3	222		105		197	
DBO	mg/L O2	149		88		148	
DQO	mg/L O2	185		152		292	
Nitratos	mg/L N	<0,1		0,2		<0,1	
Nitrógeno Amoniacal	mg/L N	17,4		11,8		11,8	
Ortofosfatos	mg/L P	3,86		1,90		2,29	
Parámetros biológicos							
Coliformes Totales	NMP/100 ML	300000000		440000000		900000000	

Tomado de Analquim LTDA, 2016

5.4.1 Calibración del modelo de calidad de agua

Para realizar la calibración del modelo se implementarán 13 puntos de monitoreo virtual del Delft3D en las mismas coordenadas de las estaciones REDCAM para la comparación y calibración de los resultados simulados con los datos observados.

Durante este proceso, se ejecutarán 12 casos experimentales modificando las condiciones iniciales del modelo de los parámetros: DBO_5 , nitratos, OD y temperatura medida en diversas estaciones al interior de la Bahía de Buenaventura perteneciente a la base de datos REDCAM (Figura 16). Estas simulaciones se ejecutarán hasta lograr las menores diferencias entre los datos modelados y medidos. Seguidamente, se calcularán los errores relativos y las diferencias absolutas entre los valores simulados y los reportados por REDCAM, con el objetivo de cuantificar el grado de ajuste del modelo.

Finalmente, para la comparación entre los resultados del modelo y los valores reportados en el informe REDCAM (2021), se implementará un enfoque estadístico basado en la representación gráfica mediante diagramas de caja (boxplots). Estos diagramas se construirán para cinco parámetros analizados en las trece estaciones seleccionadas, los cuales corresponden a los evaluados por INVEMAR.

6 Resultados

La corporación INVEMAR a través de la REDCAM, ha realizado monitoreos de calidad de las aguas superficiales recopilando todas las muestras desde el 2001, aunque en 2014 comenzó los muestreos en sedimentos marinos y costeros del país. Por lo tanto, se realiza una comparación con las evaluaciones de calidad del agua reportadas por INVEMAR en el marco de la REDCAM 2021 para la región del Pacífico, específicamente en el área de Buenaventura.

Según el informe REDCAM 2021, los parámetros más representativos para evaluar el estado de la calidad del agua costera para la preservación de la flora y fauna incluyen la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales (SST), clorofila-a, nutrientes (amonio, nitrato, nitrito, fósforo inorgánico disuelto), coliformes fecales y demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) (INVEMAR, 2022).

En esta sección se analizan los resultados obtenidos a partir de la comparación entre los datos simulados en el modelo hidrodinámico y la información experimental reportada por la REDCAM, a su vez que es identificada en los puntos de descarga de aguas residuales de Buenaventura. Para ello, se consideran las 13 estaciones de muestreo definidas en el informe REDCAM 2021 (Ver Tabla 5), distribuidas en dos sectores principales: Buenaventura Urbana, que comprende el interior de la bahía donde se concentran las actividades portuarias y comerciales, y Buenaventura Afuera, ubicada en la zona de la Bocana, donde confluyen las aguas provenientes del océano y los aportes fluviales.

Después de calibrarse el modelo, este fue configurado para tres casos de estudio, según el régimen de marea:

1. Condición de sicigia (sicigia más alta, 29 de abril de 2021, 00:00 h),
2. Condición de cuadratura (cuadratura más baja, 22 de diciembre de 2021, 14:00 h)

3. Condición de estoa (22 de diciembre 2021, 17:00 horas).

Los eventos de marea fueron previamente identificados en el estudio de Rueda-Bayona et al. (2023). Cabe aclarar que las condiciones de cuadratura y estoa comparten el mismo periodo de simulación, por lo que los rangos reportados corresponden a ambas.

Las estaciones de muestreo 200-BDB, 213-BDB, 217-BDB y 227-BDB son las más cercanas a los puntos de descarga reportados, por lo tanto, sirven como referencia regional, ya que capturan condiciones más amplias y menos puntuales que los vertimientos directos. Estas estaciones presentan un comportamiento característico de ambientes estuarinos, influenciados por los aportes de los ríos y las precipitaciones constantes en la región. A partir de esta referencia, se desarrollan los análisis en cuatro apartados: i) Resultado de implementación y calibración del modelo; ii) Hidrodinámica y calidad del agua en condiciones actuales (sin diques); y iii) Hidrodinámica y calidad del agua con presencia de diques

Adicionalmente, con el fin de evaluar las variaciones locales en la zona de emplazamiento del dique, se seleccionaron tres puntos de monitoreo: Aguas abajo P1, Aguas abajo P2 y Aguas arriba P1. Estos puntos permiten evaluar la variación temporal de los parámetros calibrados para comprender la dinámica de la estructura en su ubicación específica.

6.1 Calibración del modelo

Después de efectuarse el proceso de calibración con los 12 casos de modelación, se realizaron los análisis estadísticos los cuales se encuentran detallados en el 10.1. Se encontró que el caso 10 (Figura 21) presentó los menores errores y diferencias entre el modelo y los datos medidos, evidenciado en el menor error relativo el cual fue inferior al 30%, exceptuando el parámetro de coliformes totales, ya que este parámetro resulta particularmente complejo de calibrar debido a los valores tan altos de coliformes totales que reporta el informe de REDCAM. Del caso 10 se tomaron las condiciones iniciales y la configuración del modelo Delft3D para efectuar las simulaciones, logrando así calibrar exitosamente el modelo.

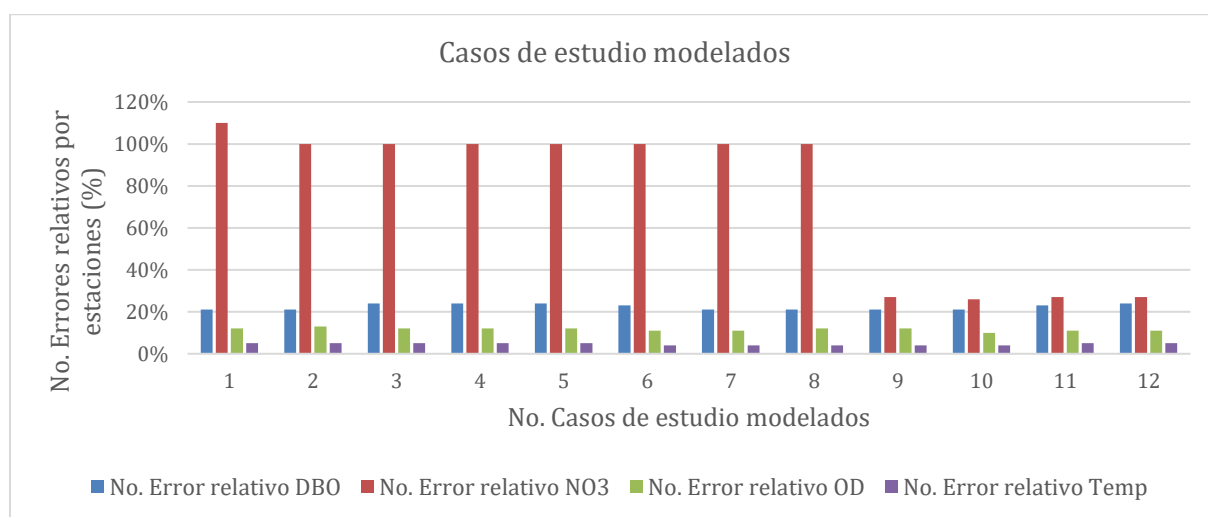


Figura 21. Casos de modelación de calidad de aguas para la calibración del modelo Delft3D.

Teniendo en cuenta que el caso 10 fue el que presentó menores errores relativos por estación de los 12 casos de estudio calibrados, los parámetros finales para las condiciones iniciales del modelo son las siguientes (Ver Tabla 7):

Tabla 7. Configuración de las condiciones iniciales del modelo de la Bahía de Buenaventura en el módulo Delwaq

Parámetros	Modelo
Temperatura (°C)	27.2
OD (g O ₂ /m ³)	4
DBO ₅ (g O ₂ /m ³)	1.7
NO ₃ (g N/m ³)	0.9
CT (MPN/m ³)	1000000

6.2 Hidrodinámica y calidad del agua en condiciones actuales (sin diques).

En esta sección se presentan los resultados de los escenarios configurados sin diques para tres condiciones de marea: régimen de sicigia, régimen de cuadratura y régimen de estoa.

La marea es uno de los factores influyentes en la variación de los parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua, por lo que se considera un elemento clave en la evaluación de la calidad del agua en la bahía de Buenaventura. En esta bahía, las mareas siguen un régimen semidiurno con oscilaciones promedio entre los 3 y 4 metros. Este comportamiento genera cambios de manera temporal en las concentraciones de diferentes parámetros, así como cambios en los valores de otros parámetros fisicoquímicos.

Las velocidades de corriente, como se observa en la Figura 22, presenta resultados con magnitudes inferiores a 2 m/s, coherentes con lo reportado por Rueda-Bayona et al. (2023b), quienes identificaron velocidades promedio entre 0.2 y 1 m/s bajo condiciones normales en la Bahía de Buenaventura, confirmando el carácter altamente dinámico del sistema.

Durante condición de sicigia se observan velocidades superiores a 1m/s en el canal principal, alcanzando valores cercanos a 2 m/s en sitios específicos de la bahía. Por otro lado, en cuadratura la reducción del rango mareal genera disminución de las velocidades de corriente con valores que no superan los 1.2 m/s. Por su parte, durante la estoa, caracterizada por la transición entre los periodos de flujo y reflujo mareal, se registran las menores velocidades del sistema, con valores inferiores a 1 m/s.

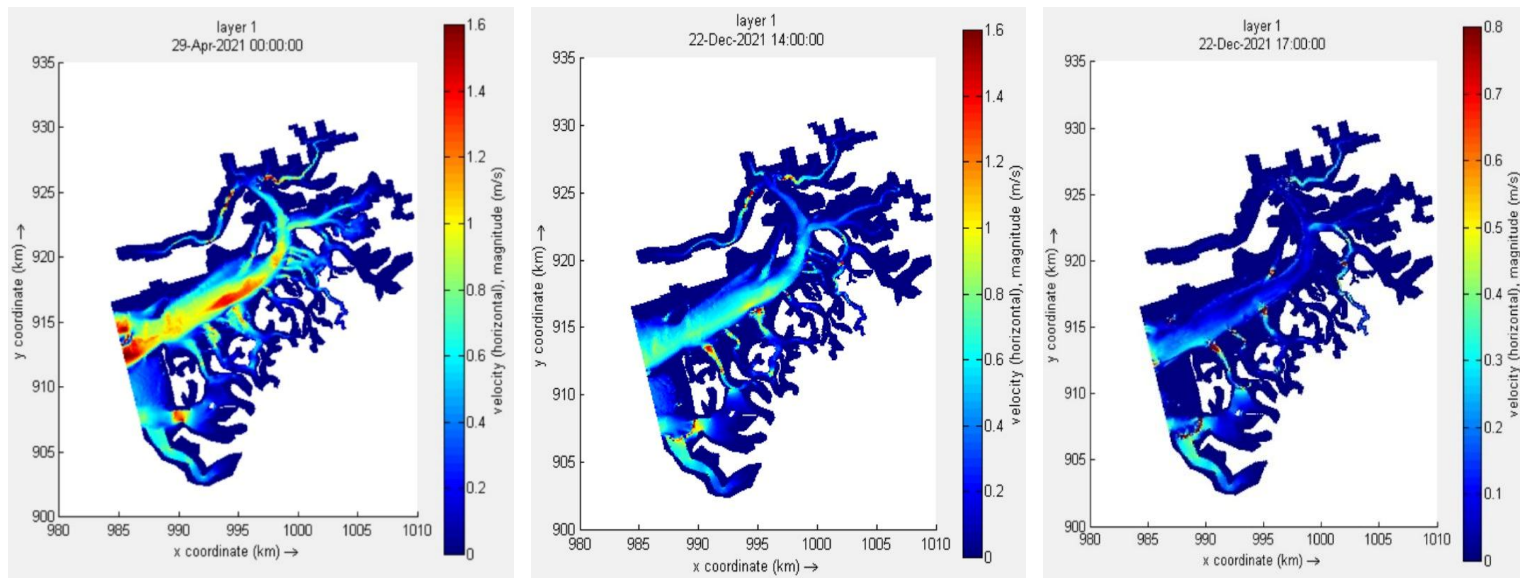


Figura 22. Modelo hidrodinámico sin diques de la velocidad horizontal en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Durante condición de sicigia, los vectores de corriente presentan una mayor densidad y continuidad a lo largo del canal principal. Así mismo, se observa que los esteros secundarios presentan menores velocidades y patrones de circulación más dispersos. En condición de cuadratura, aunque se mantiene la dirección predominante en el canal principal, se observa una disminución en la intensidad espacial de los vectores de corriente. Mientras que, durante estoa, los vectores muestran una reducción significativa de la hidrodinámica (Ver Figura 23).

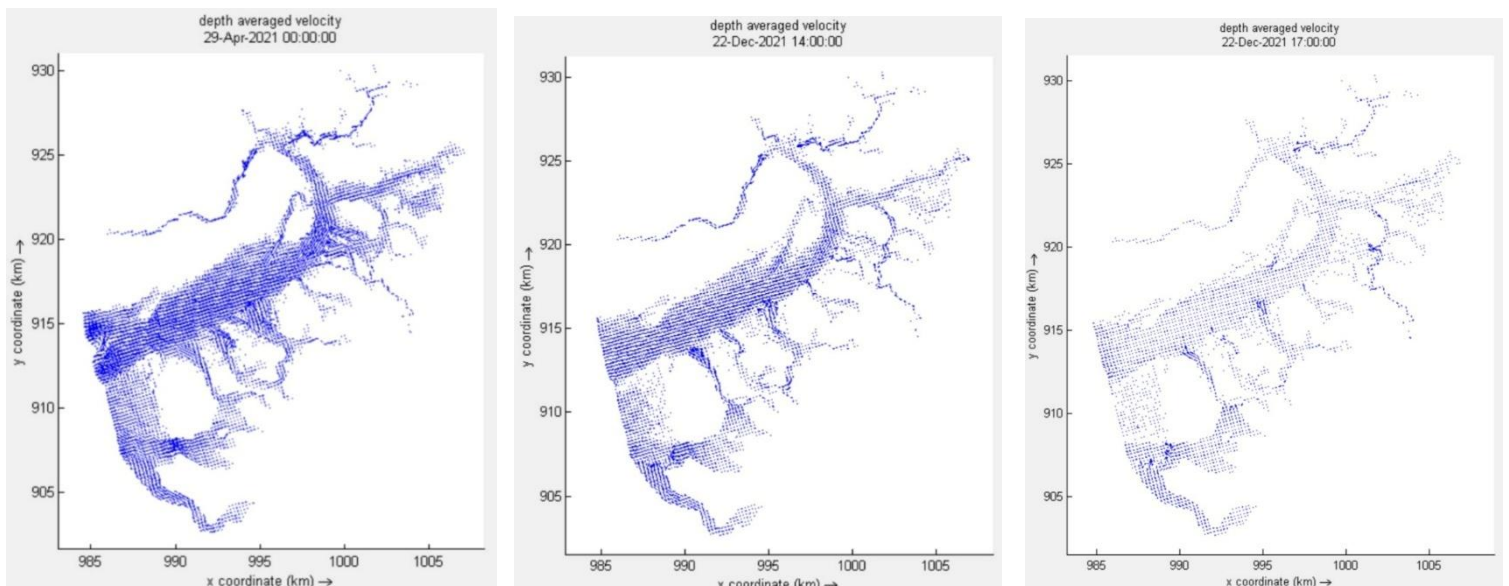


Figura 23. Modelo hidrodinámico sin diques de la velocidad promedio de profundidad en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

La bahía de Buenaventura modelada sin diques presenta características fisicoquímicas y microbiológicas que reflejan un comportamiento típico de ambientes estuarinos. En cuanto a la temperatura, las descargas 7, 2 y 124 (Ver Tabla 8) muestran rangos muy similares a los reportados en las estaciones REDCAM y en el informe de INVEMAR (2021). Los valores más bajos registrados corresponden a las estaciones más cercanas al punto de vertimiento 124 (Ver Tabla 9), siendo la estación 217-BDB con un valor de 27.03 °C en condición de sicigia y 27.05 °C en condición de cuadratura y estoa; y la estación 227-BDB con una valor de 27.16 °C en condición de sicigia y 27.18 °C en condición de cuadratura. Sin embargo, todos los puntos de monitoreo se encuentran por encima de los 27 °C, como se observa en la Figura 24.

La temperatura es un parámetro determinante en la calidad de agua que influye directamente en los procesos biológicos, de igual forma, la radiación solar actúa como forzante ambiental, regulando los intercambios de calor en la superficie del estuario. A su vez, la temperatura regula la velocidad de las reacciones químicas y la solubilidad del oxígeno disuelto (Tchobanoglous et al., 2014) así mismo, afecta las velocidades de reacción de la descomposición de materia orgánica (Tejada Vélez et al., 2003).

Según Tchobanoglous et al. (2014), se esperaría que las descargas de aguas residuales domésticas presenten temperaturas más elevadas debido al uso de agua caliente en actividades cotidianas. Sin embargo, debido al clima cálido y húmedo de Buenaventura la temperatura se encuentra entre los 27 – 29 °C. Por otro lado, las bajas temperaturas también pueden explicarse por el efecto de dilución generado por precipitaciones y el ingreso de caudales en la bahía como el río Dagua.

Algunas variaciones en la temperatura del agua del mar son las variaciones diurnas las cuales se notan principalmente en las capas superficiales. En el océano, la temperatura puede oscilar entre 2 a 4 décimas de centígrados, mientras que, cerca de algunas costas pueden llegar a ser varios grados (Cifuentes Lemus et al., 2003). Como se observa en la Figura 4, en marea muerta se presentan temperaturas más altas que en marea viva.

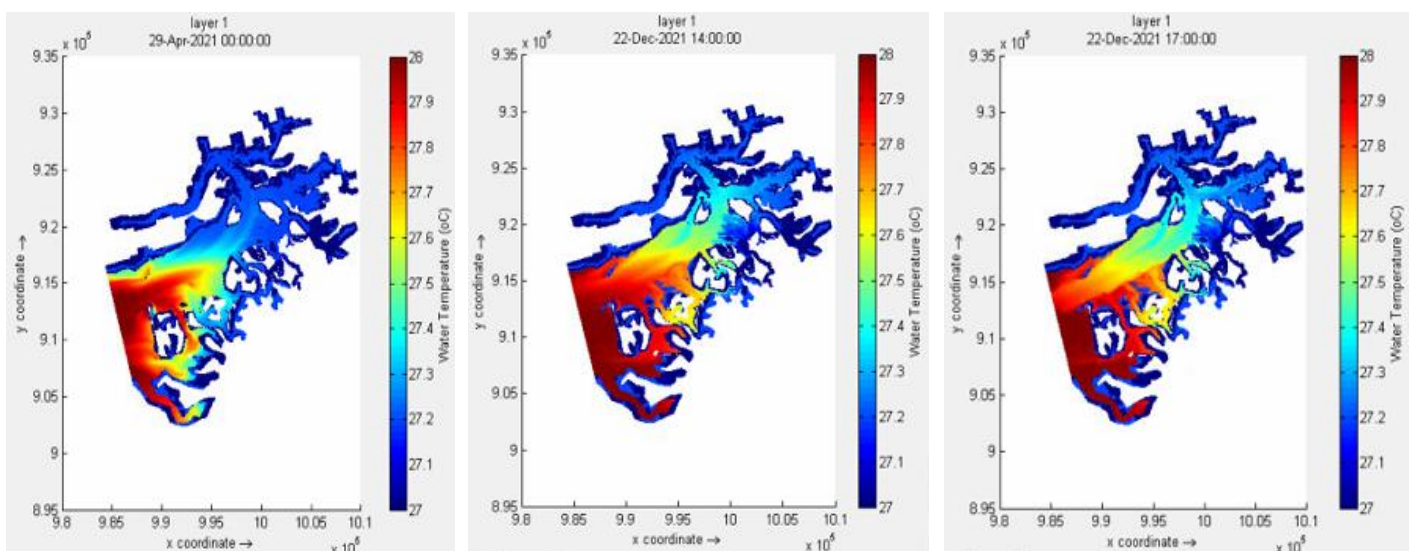


Figura 24. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de Temperatura de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

En la Figura 25 se observa que los valores de temperatura presentan oscilaciones cíclicas a lo largo del tiempo, lo cual se ve influenciado por las condiciones mareales. En el punto Aguas arriba P1 del dique se tiende a registrar valores menores respecto a los puntos Aguas abajo P1 y Aguas abajo P2. Por otro lado, durante la condición de cuadratura y estoa se evidencia una reducción del gradiente térmico los primeros días lo que podría estar relacionado a un menor intercambio de aguas., además, la tendencia positiva de las fluctuaciones se debe al aumento de la radiación solar por la llegada del mes de junio.

El módulo D-Water Quality permite calcular la temperatura del agua en función de la temperatura del aire ambiente, considerando los procesos de intercambio de calor con la atmósfera, los cuales dependen de variables meteorológicas como la velocidad del viento (Deltares, 2020c).

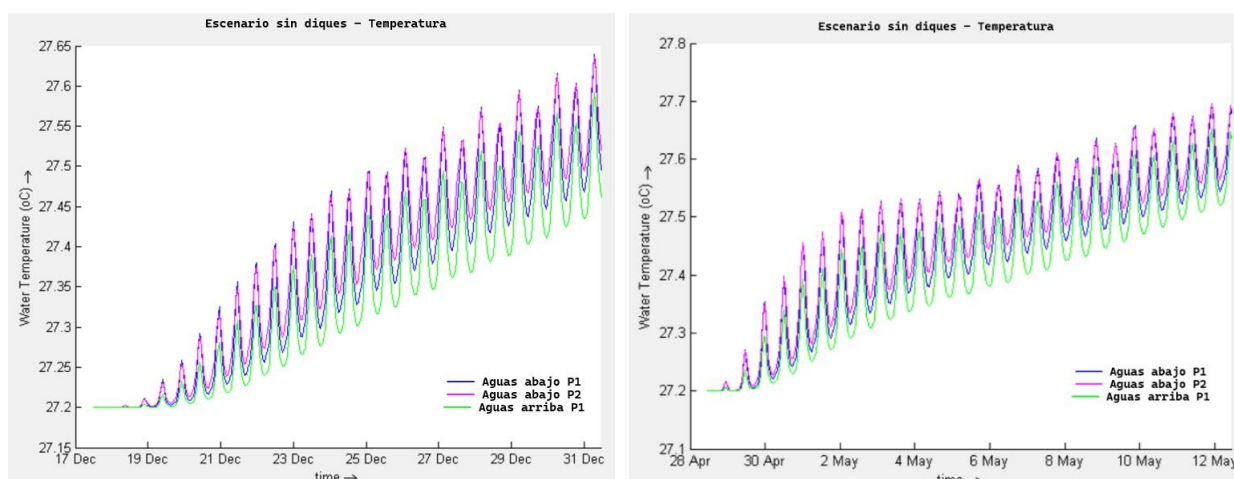


Figura 25. Comportamiento temporal del parámetro de temperatura en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

En cuanto al oxígeno disuelto (OD), se identifican valores más bajos en los puntos de descarga y en las estaciones cercanas a estos. Se evidencian mínimos cercanos a 3.6 mg/L en la descarga 2 para las tres condiciones de marea (Ver Tabla 8), la estación 227-BDB para la condición de sicigia (Ver Tabla 9), la estación 190-BDB para las tres condiciones de marea (Ver Tabla 9) y la estación 178-BDB para el régimen de cuadratura y estoa (Ver Tabla 10).

De acuerdo con el Decreto 703 de 2018, el oxígeno disuelto debe mantenerse por encima de los 4 g/m³ (4 g/m³) para mantener la vida de animales marinos y la flora del hábitat (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018). De manera similar, la Resolución 1096 de 2000, reconoce este valor como un indicador de condiciones saludables para cuerpos de agua dulce y salobre (IDEAM, 2023).

Sin embargo, el comportamiento modelado evidencia una tendencia de recuperación del OD, ya que los valores aumentan progresivamente en intervalos de tiempo, llegando a superar el umbral de 4 mg/L. Estas variaciones pueden estar asociadas a la circulación interna de la bahía, que permiten la entrada de cuerpos de agua oxigenados como el río Dagua o quebradas locales (Tejada Vélez et al., 2003), esta dinámica indica que, a pesar del impacto

de los vertimientos cercanos a las estaciones de monitoreo, los procesos hidrodinámicos favorecen la dispersión y oxigenación de la bahía, reduciendo la posibilidad de condiciones críticas de eutrofización.

En la Figura 26, se observa que los valores más altos se presentan bajo condición de sicigia en el área de Buenaventura Afuera. Esto sugiere que el flujo mareal ingresa a la Bahía con una mayor fuerza, inundando las áreas de menor pendiente (Munar-Samboní & Méndez-Pedroza, 2021) y favoreciendo la reaeración, por ende, el aumento del oxígeno disuelto y el intercambio de masas de agua.

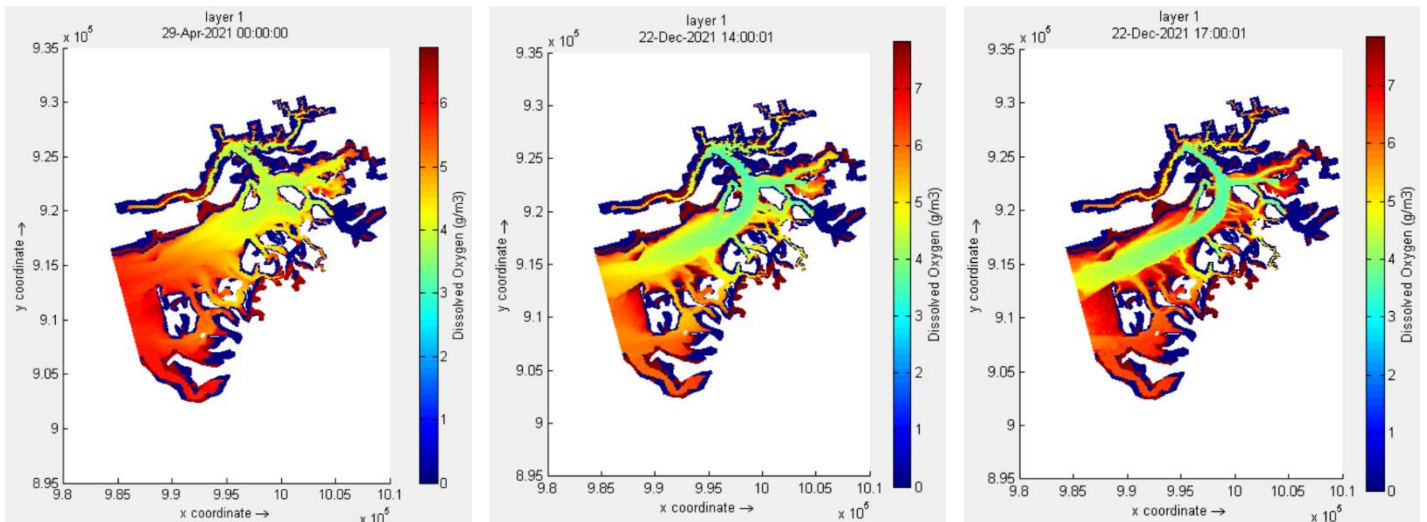


Figura 26. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de OD de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

En la Figura 27 se observa una tendencia general de disminución del OD durante las primeras horas del ciclo mareal, alcanzando mínimos cercanos a 3.55 g/m^3 , especialmente bajo condición de cuadratura y estoa. Según Deltares (2020c), Streeter y Phelps (1925) desarrollaron el modelo “hundimiento de oxígeno disuelto”, este modelo indica que, mientras el agua fluye río abajo, el OD se consume a su vez que se oxida la materia orgánica. Por lo tanto, la reaeración no logra compensar la demanda hasta que se ha reducido lo suficiente la materia orgánica. Después del tercer día, el aumento de OD indica que la reaeración supera el consumo de oxígeno.

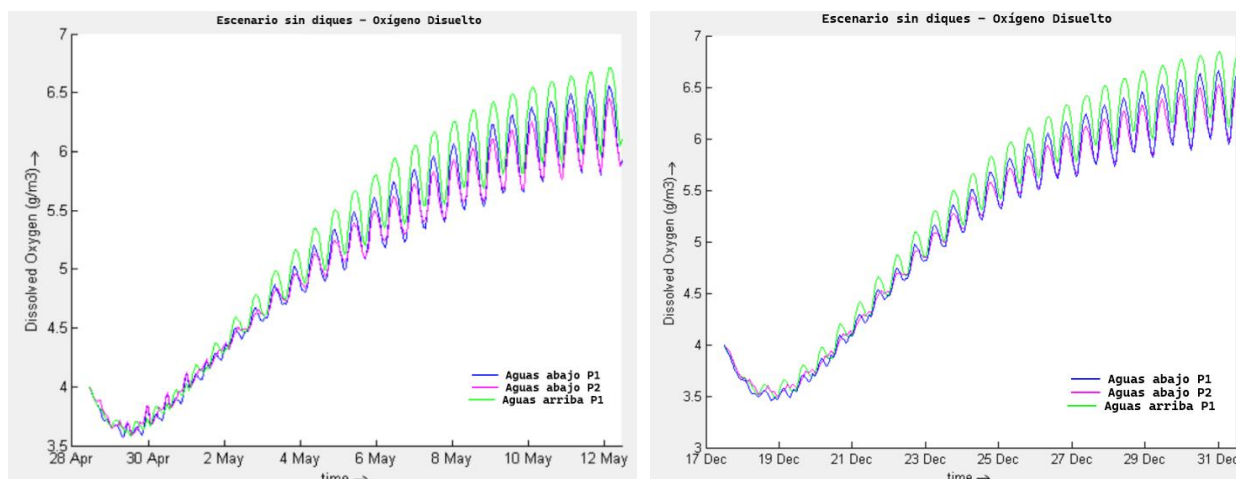


Figura 27. Comportamiento temporal del parámetro de oxígeno disuelto en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

La DBO_5 (en $g\ O_2/m^3$), representa la cantidad de oxígeno consumido durante un periodo de 5 días en condiciones oscuras y a $20\ ^\circ C$. Por esta razón, durante ese intervalo de tiempo se mide principalmente la demanda de oxígeno carbonácea (BDOC), ya que las bacterias nitrificantes presentan un retraso en su crecimiento después de la incubación, por lo tanto, la demanda de oxígeno nitrogenada no se alcanza a medir (Deltares, 2020c).

Tanto la DBO_5 como la DQO mantienen un comportamiento inverso al del OD en la mayoría de las estaciones. Mientras el oxígeno tiende a incrementarse progresivamente hacia zonas más externas, los valores de DBO_5 y DQO muestran fluctuaciones leves, con rangos promedio de 0.8 y $1.7\ g/m^3$ para la DBO_5 y 0 y $0.4\ g/m^3$ para la DQO (Ver Tabla 9 y Tabla 10).

En la Figura 28, bajo condición de sicigia, se registran valores más altos de DBO_5 en comparación con la condición de cuadratura y estoa. Según (Munar-Samboní & Méndez-Pedroza, 2021) el comportamiento mareal de sicigia favorece los procesos de inundación, así mismo, puede aumentar la retención de sólidos y contaminantes, por lo tanto, contribuye a la retención de materia orgánica.

No obstante, es importante aclarar que los resultados de DQO deben interpretarse con precaución, dado que no se dispone de información suficiente o consistente en los informes y bases de datos oficiales para la Bahía de Buenaventura, lo cual limita la representatividad del parámetro.

Por otro lado, el punto de descarga 124 registra un valor extremo de hasta $35\ g/m^3\ DBO_5$ bajo condición de cuadratura y estoa (Ver Tabla 8), superando los rangos reportados por INVEMAR, lo que indica una fuerte presencia de materia orgánica biodegradable. A su vez, el mismo punto de descarga registra un valor máximo de DQO de $150\ g/m^3$ bajo el mismo régimen de marea, mientras que las estaciones 217-BDB y 227-BDB alcanzan concentraciones de $11.2\ g/m^3$ y $4.25\ g/m^3$ (Ver Tabla 9), siendo los valores más altos entre las demás estaciones registradas, haciendo énfasis en las actividades antropogénicas que se desarrollan en la zona urbana.

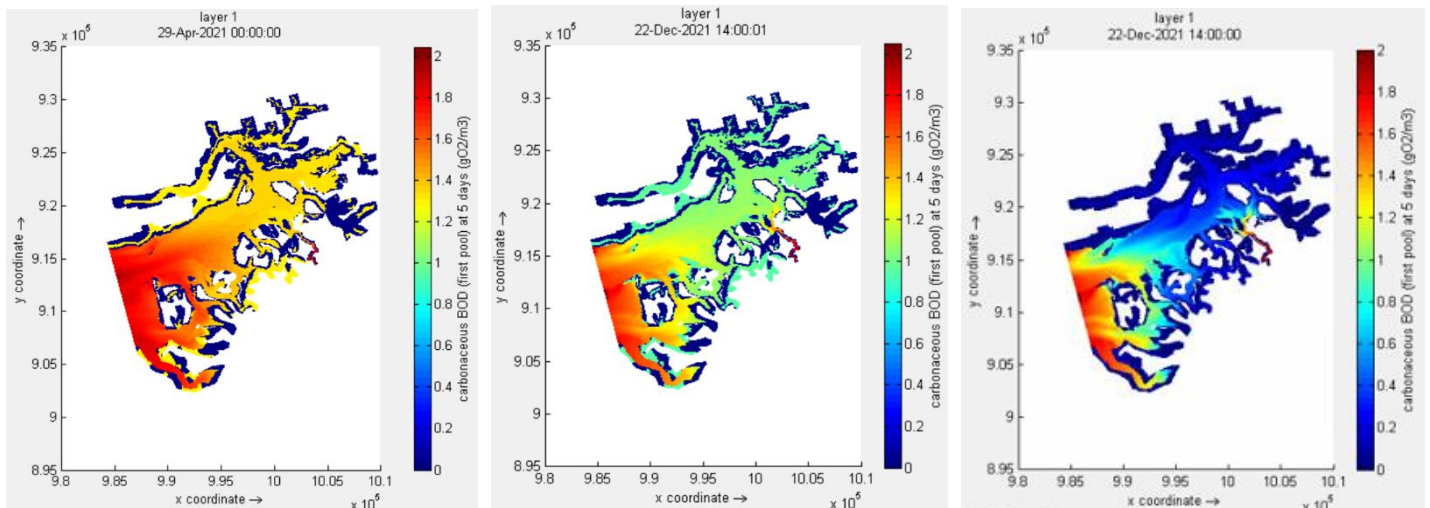


Figura 28. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de DBO_5 de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Los resultados obtenidos en la Figura 29 muestran un comportamiento similar entre los tres puntos de monitoreo bajo tres condiciones mareales (sicigia, cuadratura y estoa). Este comportamiento se explica por los procesos de mineralización de la materia orgánica biodegradable, los cuales, según el Manual de Delft3D-Water Quality (Deltares, 2020c), dependen de la disponibilidad de oxígeno y de la temperatura del agua.

En este caso, la ausencia de diques permite una renovación continua del agua y una mayor aireación superficial, lo que favorece la oxidación bacteriana del carbono orgánico y, por tanto, una reducción de la DBO_5 . La similitud de las curvas entre puntos y regímenes mareales indican que el transporte hidrodinámico y la mezcla del agua reducen la diferencia entre zonas, dando lugar a un comportamiento homogéneo del sistema frente a la degradación de la materia orgánica.

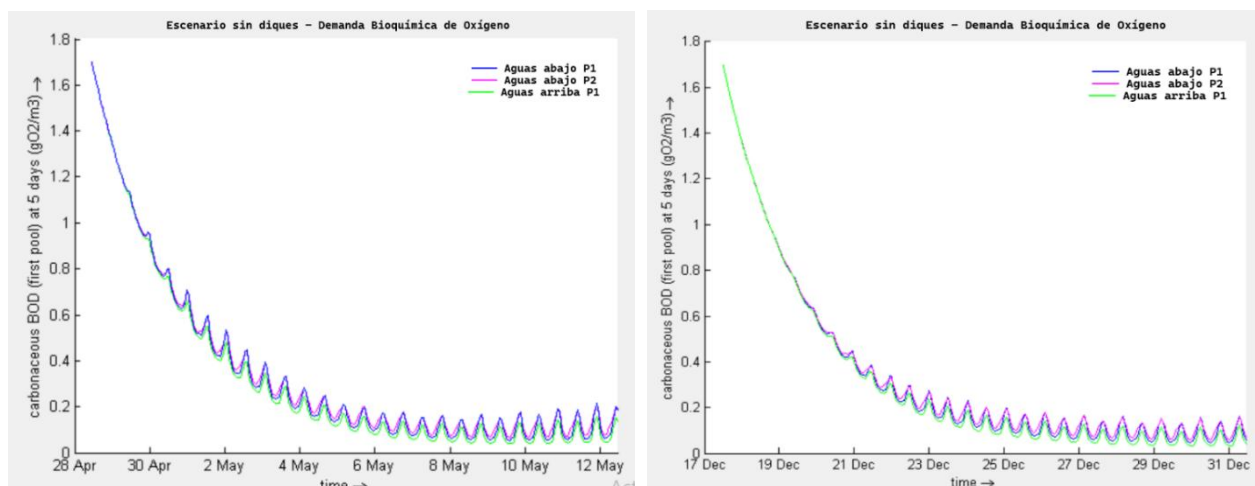


Figura 29. Comportamiento temporal del parámetro de demanda bioquímica de oxígeno en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

La salinidad en las diferentes estaciones y puntos de descarga se mantuvo alrededor de los 22 g/kg, lo cual corresponde a un rango típico de aguas de transición estuarina con fuerte

influencia marina. Sin embargo, se registraron valores significativamente menores en algunos puntos específicos: 14 g/kg en la descarga 124 (bajo condiciones de sicigia, cuadratura y estoa, Ver Tabla 8), 3 g/kg en la estación 217-BDB, y 15 g/kg en la estación 227-BDB, ambas bajo régimen de sicigia (Ver Tabla 9). Estas disminuciones evidencian una mayor influencia de agua dulce y una menor mezcla con agua marina (escasa dilución marina), debido a los aportes del río Dagua que llegan a la zona.

Por su parte, en la Figura 30 se observa que, bajo condición de marea baja, la presencia del río Dagua genera un efecto de dilución más notorio en las estaciones cercanas a la descarga, las cuales corresponden a las mencionadas anteriormente (217-BDB, 227-BDB, incluido el punto 124).

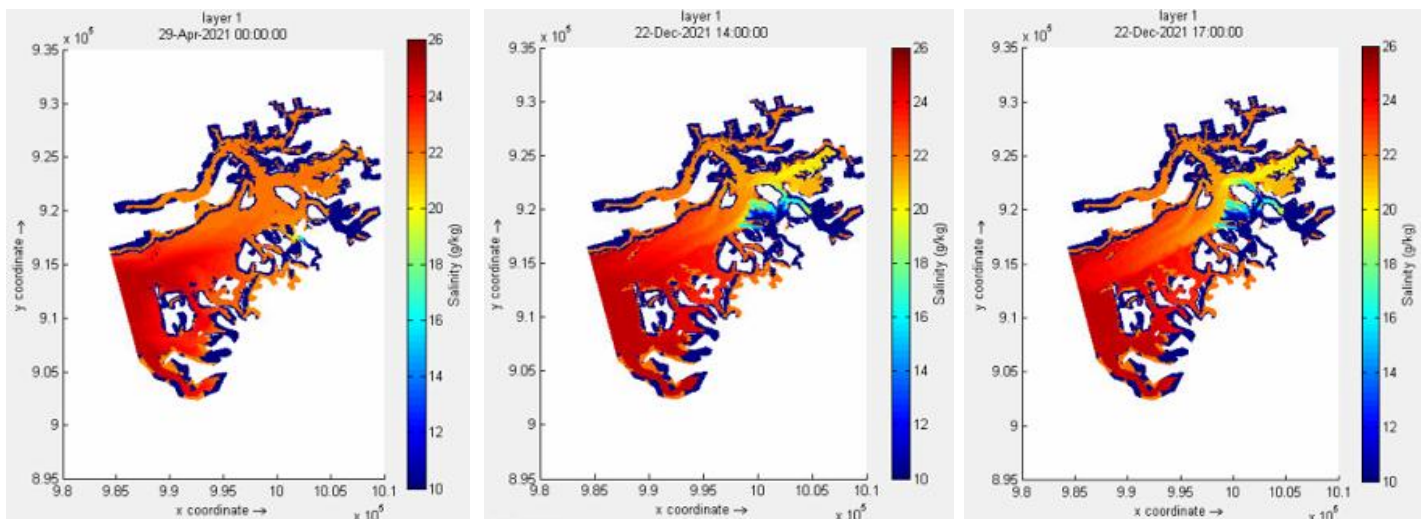


Figura 30. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de salinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

En este escenario, los nitratos presentan valores con un rango entre 0.9 y 2 g/m³ en la mayoría de las estaciones para las tres condiciones de marea (Ver Tabla 8 y Tabla 10), mostrando una tendencia general de incremento hacia la zona externa de la bahía. En la Figura 31 se observa que las concentraciones más altas se distribuyen hacia la zona externa de la bahía, donde existe una mayor renovación e intercambio de agua con el océano, en la zona urbana los valores de NO₃ están influenciados por los aportes continentales y los vertimientos de la zona.

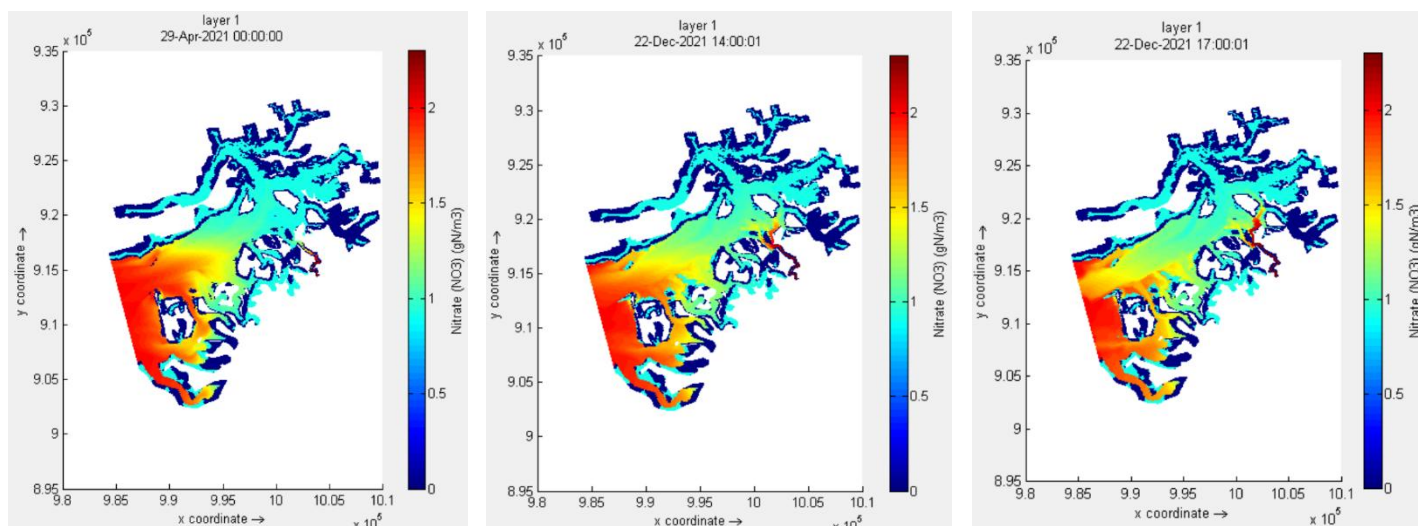


Figura 31. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de nitrato de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

En la Figura 32 se observa que el régimen de sicigia presenta concentraciones más altas de nitrato, alcanzando valores de 1.8 g/m^3 en sicigia y 1.7 g/m^3 en cuadratura y estoa, en la zona de aguas abajo. Este comportamiento podría estar asociado a la mayor altura de la marea durante esta fase, lo cual favorece la mezcla y la resuspensión de nutrientes en la columna de agua. Por su parte, los registros de cuadratura y estoa muestran concentraciones más bajas, manteniendo la tendencia general de aumento hacia aguas abajo que aguas.

Según Deltares (2020c), el nitrato se forma a partir de la oxidación del amonio, y su concentración depende del equilibrio entre los procesos de nitrificación y la asimilación por las algas. Cuando la actividad biológica es baja o hay una alta disponibilidad de oxígeno, la nitrificación predomina, por lo tanto, se genera un aumento de nitrato. Por otro lado, cuando la actividad de las algas es mayor, tienden a consumir el nitrato disponible disminuyendo su concentración en el agua.

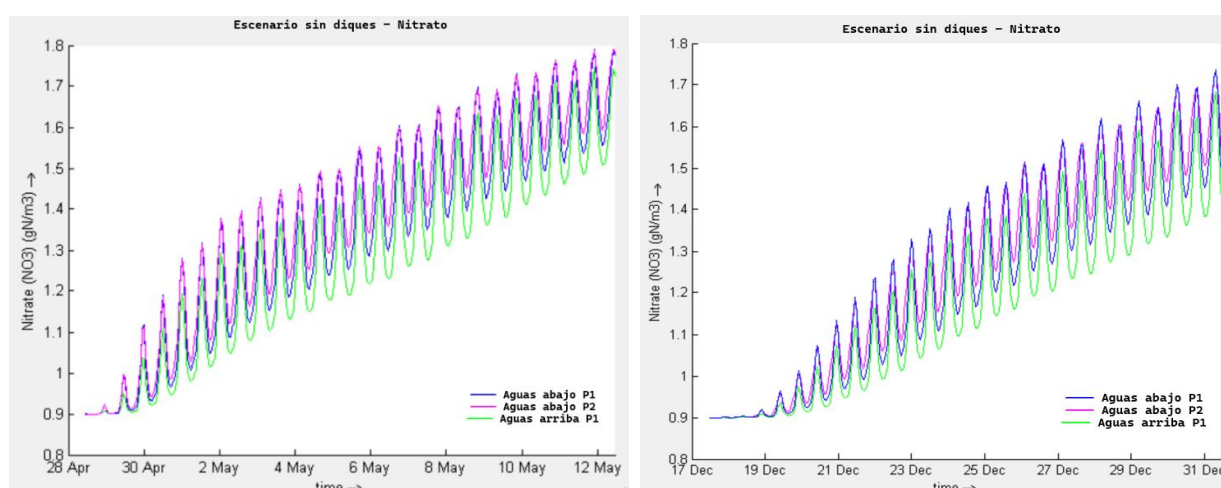


Figura 32. Comportamiento temporal del parámetro de nitrato en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

Por su parte, las estaciones de la zona urbana se encuentran en un rango promedio de 0.06 y 0.05 g/m³ PO₄ a excepción de la estación 217-BDB, el cual reporta valores máximos de 1.15 g/m³ (en cuadratura y estoa) y 1.22 g/m³ (en sicigia) (Ver Tabla 9), mientras que la zona externa, registra un promedio de 0.06 y 1 g/m³ (Ver Tabla 10) así como se observa en la Figura 33. Aunque el informe REDCAM no muestra una tendencia por falta de datos históricos de ortofosfatos, se estableció un límite de referencia de <1.5 g/m³. Por lo que, estos resultados reflejan un bajo nivel de eutrofización en la zona de Buenaventura Urbana.

El ortofosfato corresponde a la forma inorgánica y biodisponible del fósforo, y su comportamiento está controlado principalmente por los procesos de liberación y asimilación biológica. En el modelo, una disminución en su concentración indica alta demanda por parte del fitoplancton, mientras que un aumento puede estar asociado con la descomposición de materia orgánica o con una reducción en la actividad biológica (Deltares, 2020c).

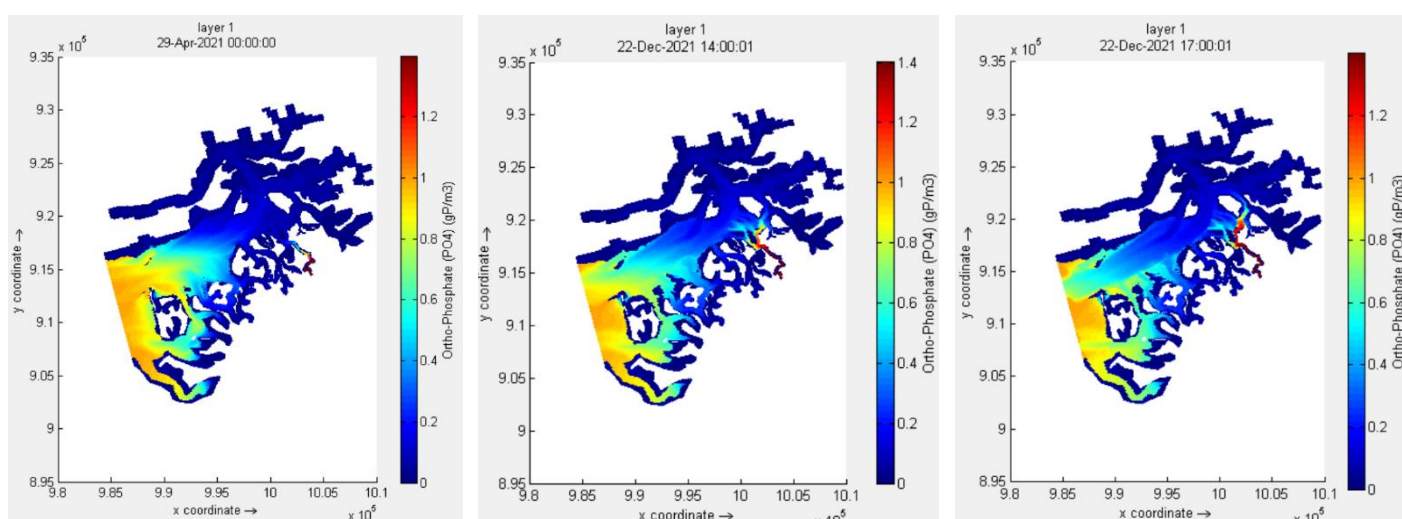


Figura 33. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de ortofosfatos de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

La eutrofización, entendida como el enriquecimiento de nutrientes, afecta la calidad del agua y limita su uso para actividades como la pesca, la recreación, la industria y el consumo humano (Burkholder and Glasgow, 1997; Adaptado de Kadiri et al., 2012). En ambientes estuarinos, el nitrógeno es el nutriente limitante (Morris et al., 1989; Kocum et al., 2002; Nedwell et al., 2002; Adaptado de Kadiri et al., 2012) y su exceso proviene de fuentes naturales y antropogénicas como la escorrentía agrícola, aguas residuales o deposición atmosférica (Casselman et al., 1981; Goulding, 1990; Berelson et al., 1998; Adaptado de Kadiri et al., 2012).

Las consecuencias de estos nutrientes ocasionan un crecimiento excesivo de fitoplancton (McLusky, 1989; Adaptado de Kadiri et al., 2012) lo que se ve reflejado en la disminución del OD, altera el pH, influye en la turbidez e incluso ayuda en la producción de gases como el óxido nitroso (Cloern, 1987; Hinga, 2002; Eyre and Ferguson, 2002; Adaptado de Kadiri et al., 2012).

Estas alteraciones en el ecosistema estuarino ocasionan la muerte de la fauna acuática, reducen la biodiversidad y deterioran la calidad ecológica de la zona. Sin embargo, también

pueden presentarse condiciones que favorezcan la productividad ecológica, como un suministro estable de nutrientes y mayor penetración de la luz solar (Radford and Raurdij, 1987; Radford, 1987; Conell, 2005; Adaptado de Kadiri et al., 2012).

En cuanto a la alcalinidad, en la configuración sin diques (ver Figura 34) se observa una tendencia a disminuir, manteniendo un rango promedio entre 181 y 110 g/m³ en las estaciones de Buenaventura Urbana (Ver Tabla 9), a excepción de la 217-BDB que logra disminuir hasta 24 g/m³ bajo condición de sicigia. Por otro lado, en Buenaventura Afuera se observan rangos entre 181 y 0 g/m³ (Ver Tabla 10).

Cabe resaltar, que la alcalinidad es importante ya que actúa como sistema amortiguador de pH bajos o ácido y determina la estabilidad química del agua para el crecimiento de organismos fotosintéticos (algas) (Ramírez-Moreno & Vargas Porras, 2008). Si bien no existen rangos normativos que permitan establecer valores críticos de alcalinidad, esta disminución puede interpretarse como una reducción en la estabilidad química del sistema acuático, lo que a su vez podría hacerlo mucho más susceptible a cambios en la calidad del agua.

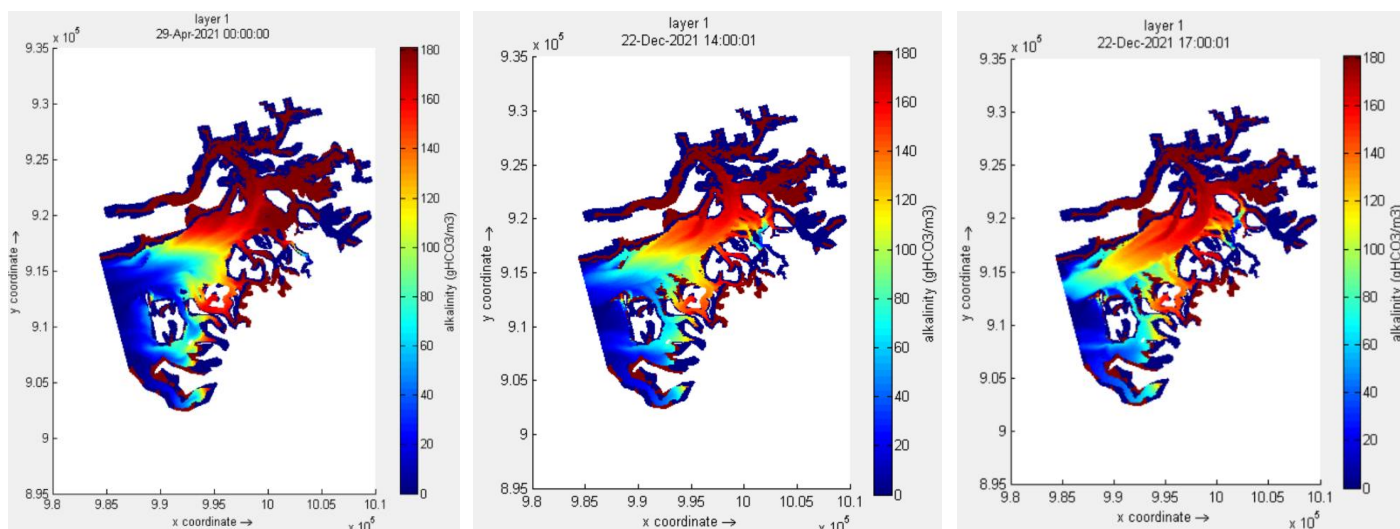


Figura 34. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de alcalinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Los registros de amonio en el modelo (Ver Figura 35) presentan una tendencia a disminuir entre un rango promedio de 12 y 8 g/m³ en la zona de Buenaventura Urbana (Ver Tabla 9), exceptuando la 217-BDB que presenta una tendencia entre 12 y 1.6 g/m³ en las tres condiciones de marea, mientras que en la zona de Buenaventura Afuera (Ver Tabla 10) las estaciones reportan valores menores de amonio a medida que se alejan de la zona urbana, como las estaciones 069-BDB, Frente a Río Potedo, Frente a muelle – Bocana y 003-BDB que reportan 12 a 2 g/m³, 12 a 1.45 g/m³, 12 a 0.35 g/m³ y 12 a 0.1 g/m³ respectivamente, siendo los valores más bajos para la condición de sicigia.

En la zona de Buenaventura Urbana (Ver Tabla 9) la mayoría de las estaciones se mantiene por encima de 5.75 g/m³ posiblemente por la cantidad de materia orgánica presente en las descargas de aguas domésticas. Su disminución del amonio hacia zonas más externas puede estar asociada a una mayor actividad fotosintética o a procesos de nitrificación favorecidos

por una mejor oxigenación del agua, por esta razón el nitrato tiende a aumentar (Tejada Vélez et al., 2003; Deltares, 2020c).

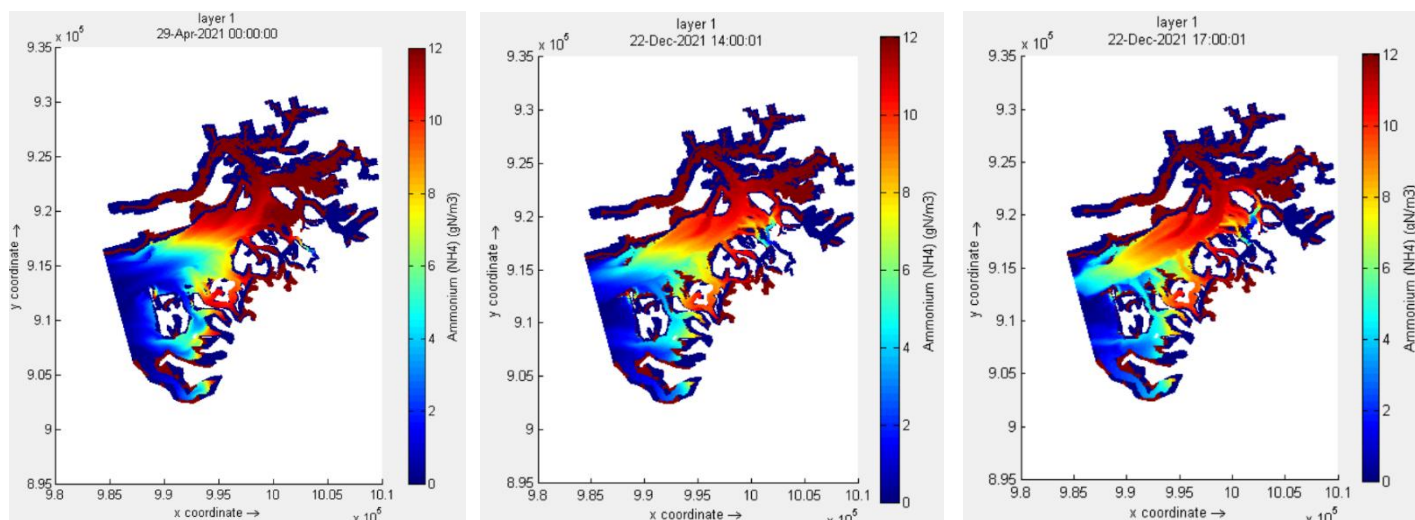


Figura 35. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de amonio de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Además de los efectos fisicoquímicos, los patógenos representan una amenaza directa para la salud humana y la biota acuática. Las concentraciones de coliformes totales se mantiene en rangos elevados de 10^6 - 10^7 MPN/m³ para las descargas (Ver Tabla 8 y 10^6 MPN/m³ en las estaciones de muestreo con tendencia a disminuir progresivamente (Ver Tabla 9 y Tabla 10).

Según Metcalf & Eddy (2014) señalan como indicadores microbianos comunes los coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli*, otros organismos relevantes incluyen estreptococos fecales y enterococos intestinales (Valiela et al., 1991; Crabill et al., 1999; Adaptado de Kadiri et al., 2012). La presencia de coliformes totales indica una presencia de patógenos causantes de enfermedades. Estos patógenos provienen de vertimientos de aguas residuales e industriales, que pueden llegar desde los ríos o por escorrentía urbana, principalmente cuando se desarrolla actividad ganadera cerca de los cuerpos de agua (Crowther et al., 2001; Kadiri et al., 2012).

Por esta razón, en la Figura 36 se observa que, bajo condición de sicigia, las concentraciones más altas de coliformes totales se localizan en el sector urbano de la bahía, donde se concentran los aportes de contaminantes, mientras que en la zona que limita con el océano los valores tienden a ser bajos. Por otro lado, la condición de cuadratura presenta concentraciones altas en un sector específico de la bahía, influenciado por las corrientes de marea y, por tanto, a un menor arrastre y dispersión de los contaminantes hacia zonas más externas. Mientras que, en condición de estoa, las concentraciones tienden a disminuir a lo largo de la bahía.

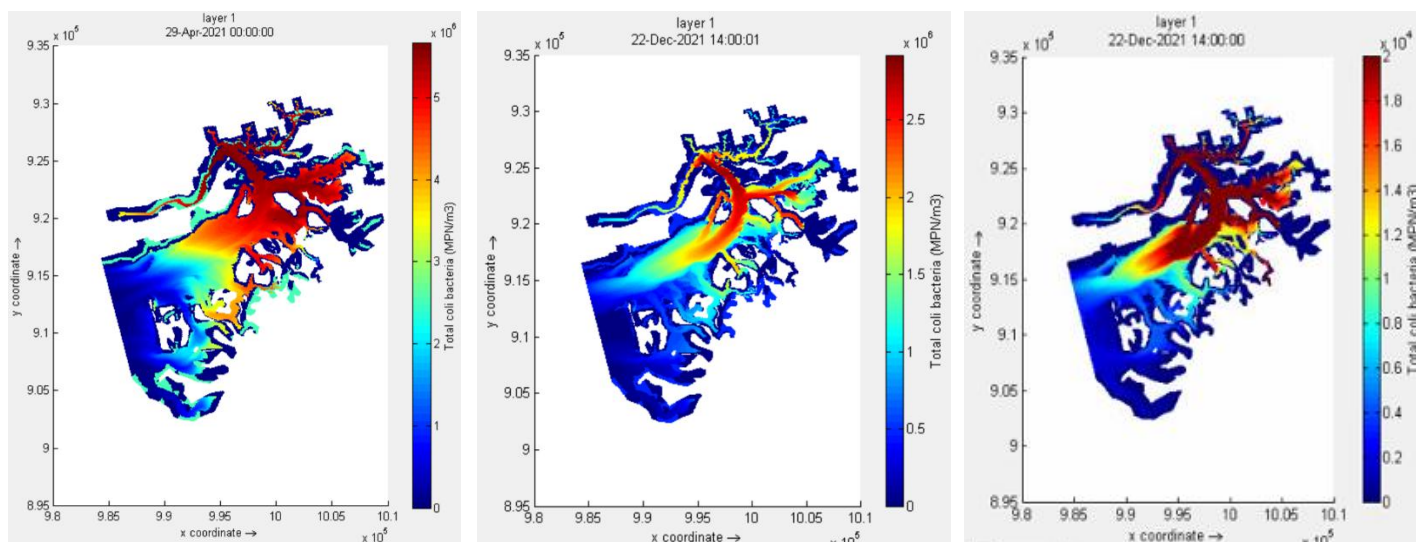


Figura 36. Modelo de calidad de agua sin diques del parámetro de coliformes totales de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

En la zona donde se proyecta la construcción del dique, se observa que bajo los tres regímenes de marea las concentraciones presentan valores muy similares manteniendo la tendencia de disminución dentro del rango de 10^6 - 10^7 MPN/m³. Sin embargo, debido a los valores tan elevados, resulta complejo apreciar con claridad las variaciones específicas entre cada condición mareal (Ver Figura 37).

El modelo muestra que las concentraciones de bacterias coliformes disminuyen progresivamente conforme aumenta la distancia respecto a los puntos de descarga, lo cual coincide con los procesos descritos en el Manual de D-Water Quality. Esta reducción se explica por la mortalidad influenciada por la temperatura, la acción bactericida de la salinidad y la exposición a la radiación solar, que limitan la supervivencia de las coliformes en el medio acuático. Dado que el modelo no considera crecimiento bacteriano ni su interacción con los sedimentos, la disminución observada responde principalmente al decaimiento natural y a la dispersión hidrodinámica del contaminante en la columna de agua (Deltares, 2020c).

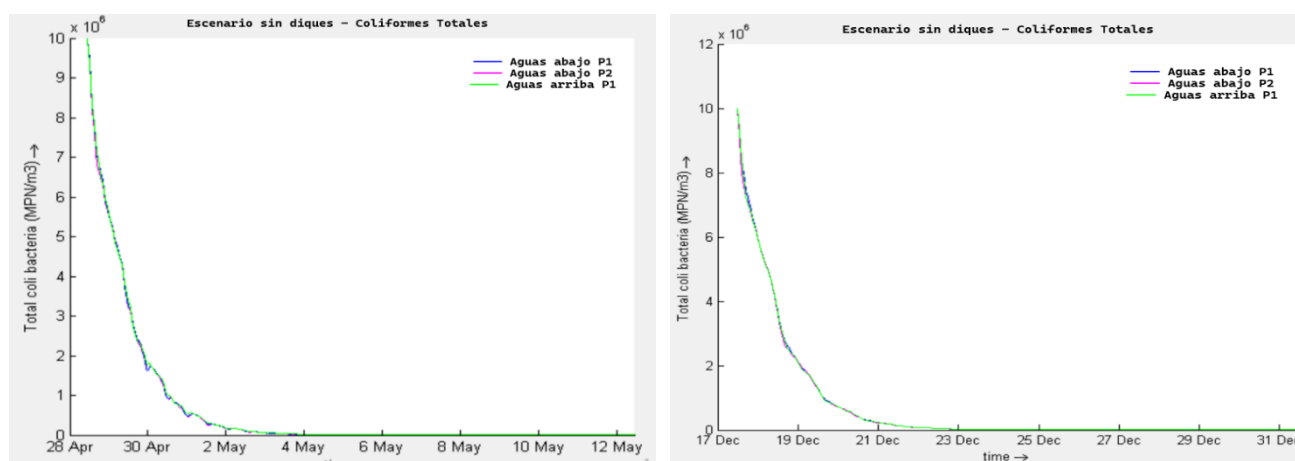


Figura 37. Comportamiento temporal del parámetro de coliformes totales en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario sin diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

6.3 Hidrodinámica y calidad del agua con presencia de diques

Bajo los escenarios configurados con diques se ha determinado para tres condiciones de marea: régimen de sicigia, régimen de cuadratura y régimen de estoa.

Los resultados indican que, a escala general, las velocidades de corriente en el escenario con diques son comparables a las obtenidas en el escenario sin diques, lo que sugiere que la presencia de diques no altera de manera significativa el patrón hidrodinámico global de la bahía. Sin embargo, a escala local, se evidencian variaciones en la zona de emplazamiento de los diques (Ver Figura 38).

En particular, en las condiciones de sicigia y cuadratura, se observa un leve incremento de las velocidades de corriente en la zona de los diques, alcanzando valores superiores a 2 m/s. Por su parte, durante la estoa, las velocidades al redor de los diques no aumentan significativamente, registrando valores cercanos a 0.3 m/s.

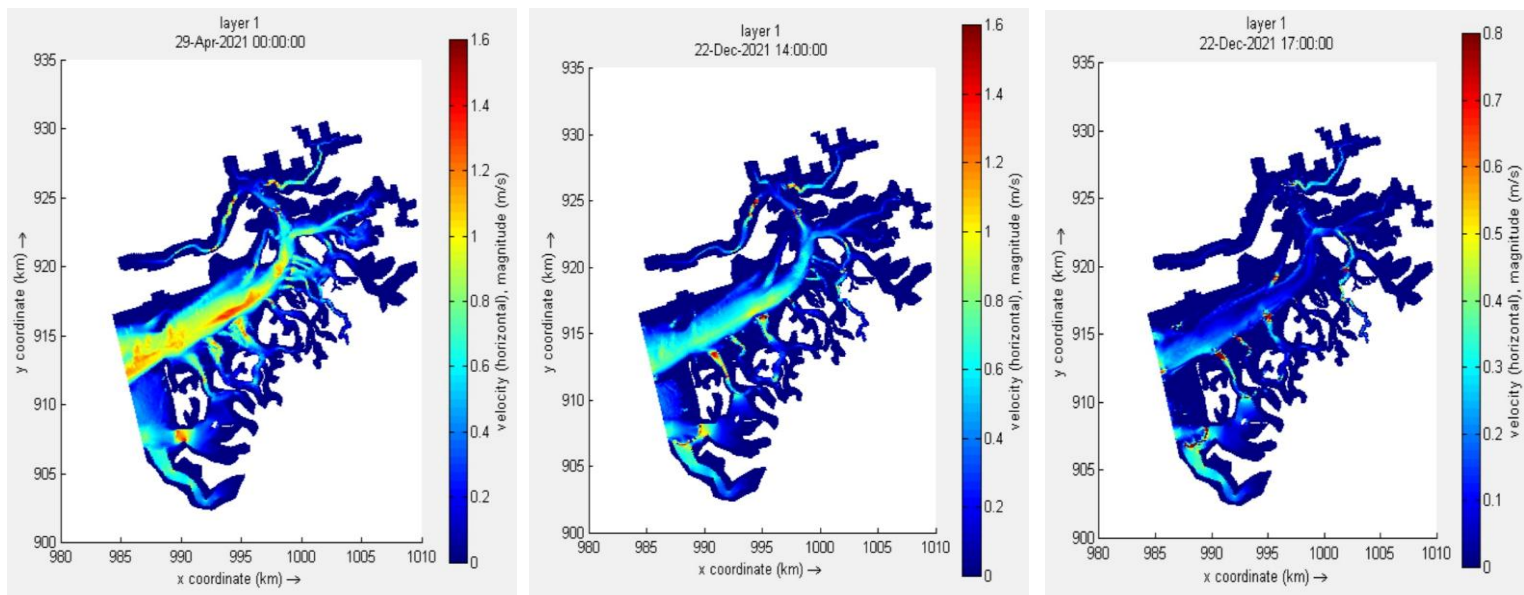


Figura 38. Modelo hidrodinámico con diques de la velocidad horizontal en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Por otro lado, los vectores de corriente (Ver Figura 39) presentan el mismo comportamiento que la Figura 23, a escala general, la infraestructura no genera modificaciones significativas en la dinámica global del sistema. Sin embargo, alrededor del dique se observan variaciones en la distribución y magnitud de los vectores de corriente. En estas zonas, algunos vectores presentan mayor longitud y densidad.

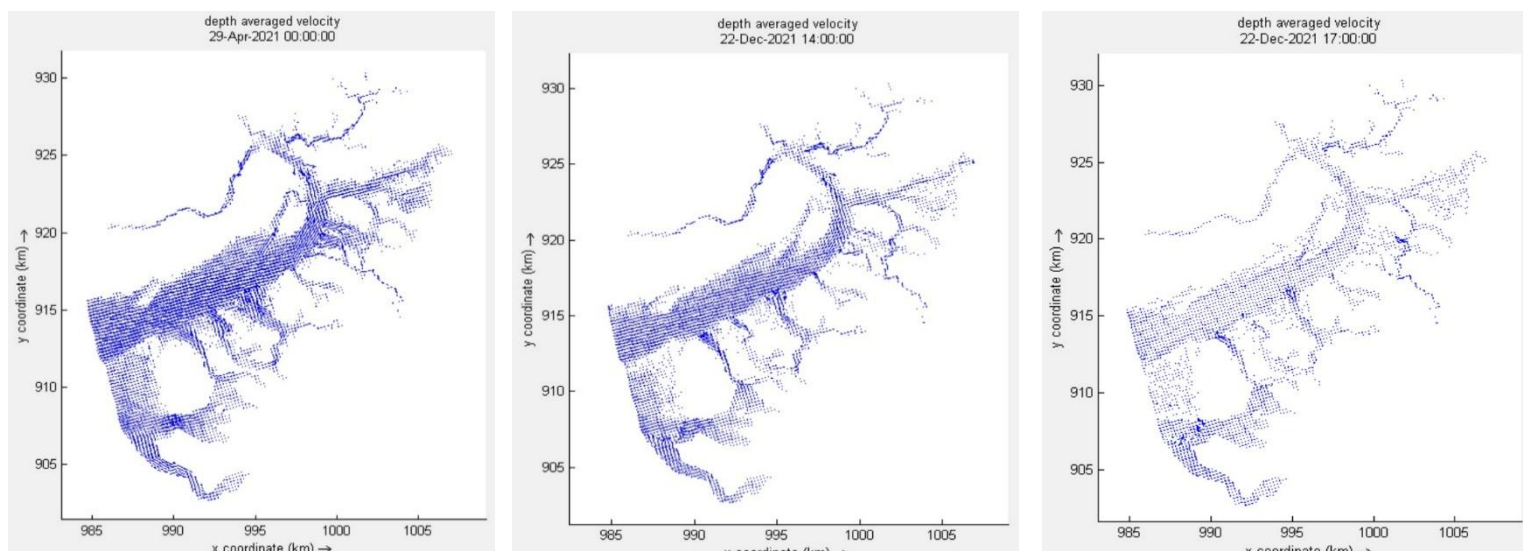


Figura 39. Modelo hidrodinámico con diques de la velocidad promedio de profundidad en la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Las descargas y las estaciones de muestreo presentan rangos similares de Temperatura entre las mismas lo que sugiere un comportamiento típico de aguas superficiales tropicales, aunque INVEMAR no reporta este valor. El valor promedio de todas las estaciones está en 27.2 °C (Ver Figura 40). Sin embargo, se observó una leve disminución en la estación 217-BDB (Ver Tabla 9) que se encuentran muy cercana a las descargas directas la cual reporta valores mínimos de 27.02 bajo régimen de sicigia °C y 27.25 °C bajo régimen de cuadratura y estoa. Esta reducción está asociada a la presencia de vertimientos, que corresponden a una mezcla de agua residual doméstica y agua lluvia. Según Metcalf & Eddy B. Tchobanoglous G. (1998), estas descargas pueden modificar las condiciones térmicas del cuerpo receptor.

El aporte principal de calor al agua del mar proviene de la radiación solar, lo que permite que la temperatura sea más estable en el océano que en los continentes. Dado que el mar tiene un alto calor específico, puede llegar a almacenar grandes cantidades de energía, lo que permite que actúe como un moderador del clima. En zonas oceánicas abiertas, las aguas pueden ser más cálidas y estables debido a la capacidad de retener calor, por otro lado, en áreas internas como la bahía, la temperatura puede disminuir por factores como turbidez, menor penetración solar y por influencia de ríos que descargan en la bahía, como el río Dagua (Cifuentes Lemus et al., 2003).

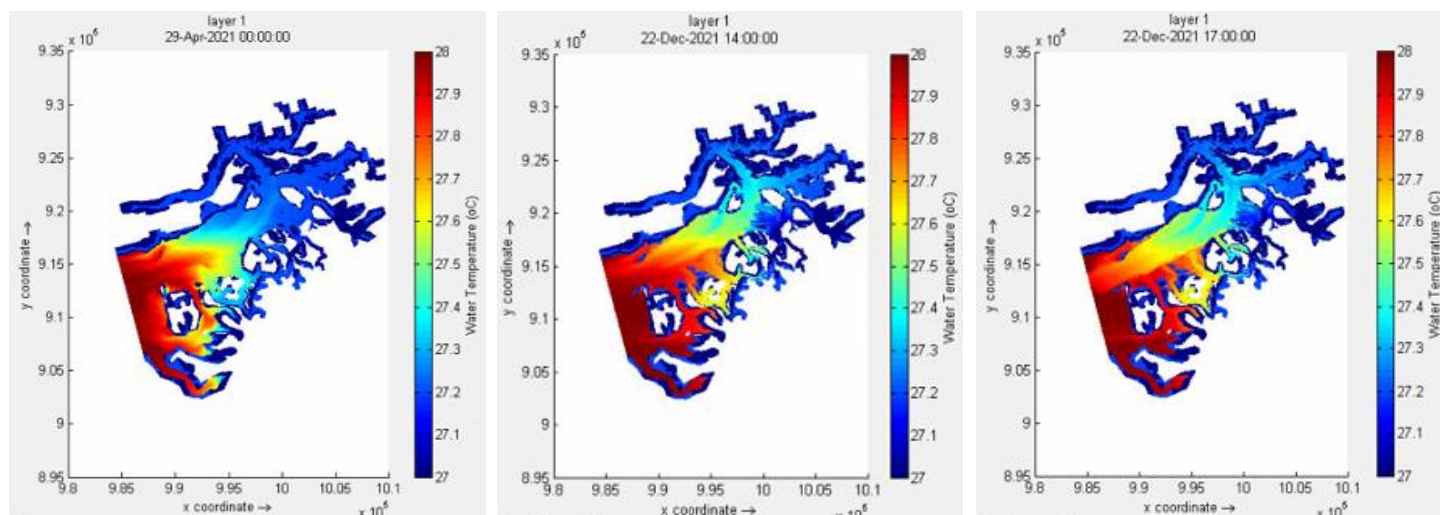


Figura 40. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de Temperatura de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

En la zona donde se ubican los diques se puede observar variaciones en los diferentes parámetros analizados. En cuanto a la temperatura, la Figura 41 presenta un comportamiento similar al del escenario sin diques, aunque con una diferencia en el rango de valores. Las concentraciones más altas se registran durante la condición de sicigia y, de manera consistente, los valores más altos se presentan Aguas abajo P1 y P2, en comparación con el punto ubicado Aguas arriba P1. Esta tendencia se mantiene para las tres condiciones de marea.

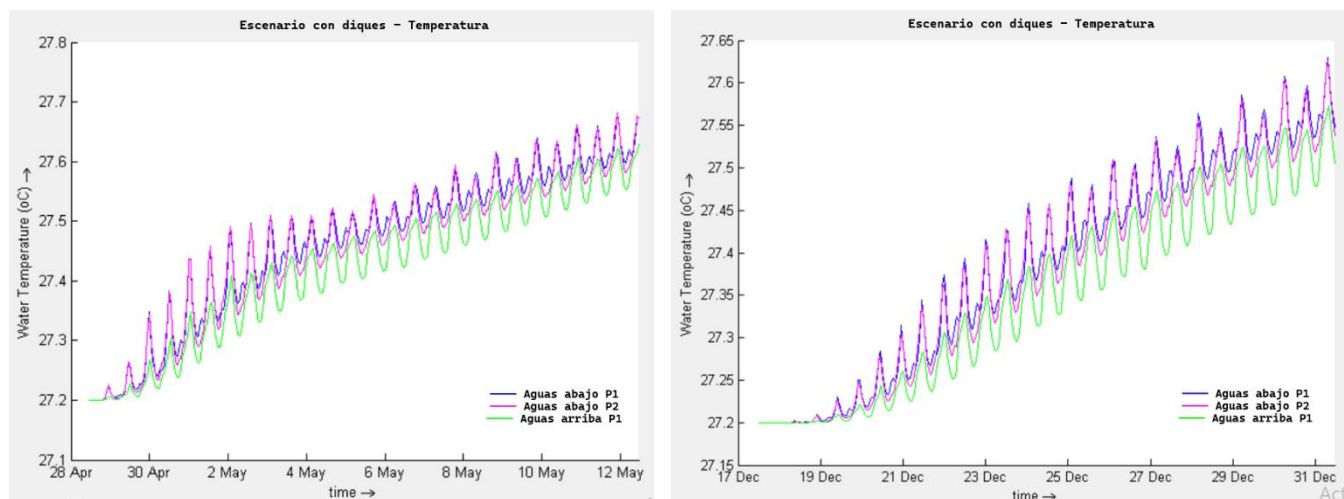


Figura 41. Comportamiento temporal del parámetro de temperatura en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

Para el OD, aunque los registros se mantuvieron, en general, por encima del promedio de 3.8 g/m³ en el sector interno de la bahía (Ver Tabla 9) y de 4 para el sector externo de la misma (Ver Tabla 10), bajo el escenario de diques se presentan valores muy similares que en el escenario sin diques (Ver Figura 42).

Los modelos indican una tendencia al incremento en los valores de las estaciones de muestreo, por lo que, el valor máximo de la estación 200-BDB en régimen de sicigia es de 7.8 g/m^3 y la estación 213-BDB bajo condición de cuadratura registra 6.8 g/m^3 y bajo condición de sicigia registra 6.5 g/m^3 (Ver Tabla 9). Sin embargo, los valores mínimos de 3.5 a 3.8 g/m^3 registrados en la mayoría de las estaciones podría indicar posibles procesos de descomposición orgánica.

Este comportamiento, aunque leve, coincide con lo previsto en estudios de viabilidad realizados para la construcción de una presa en el Severn, los autores prevén un aumento del oxígeno disuelto tras la construcción de esta, al mismo tiempo que podría ocurrir un aumento en los nutrientes, como el nitrógeno (Hooper & Austen, 2013). Esto podría suceder porque se presenta un menor intercambio mareal, por lo tanto, existiría menor turbidez en la columna de agua favoreciendo la recuperación del OD, aunque de otra forma, podría aumentar la retención de nutrientes, aumentando la eutrofización.

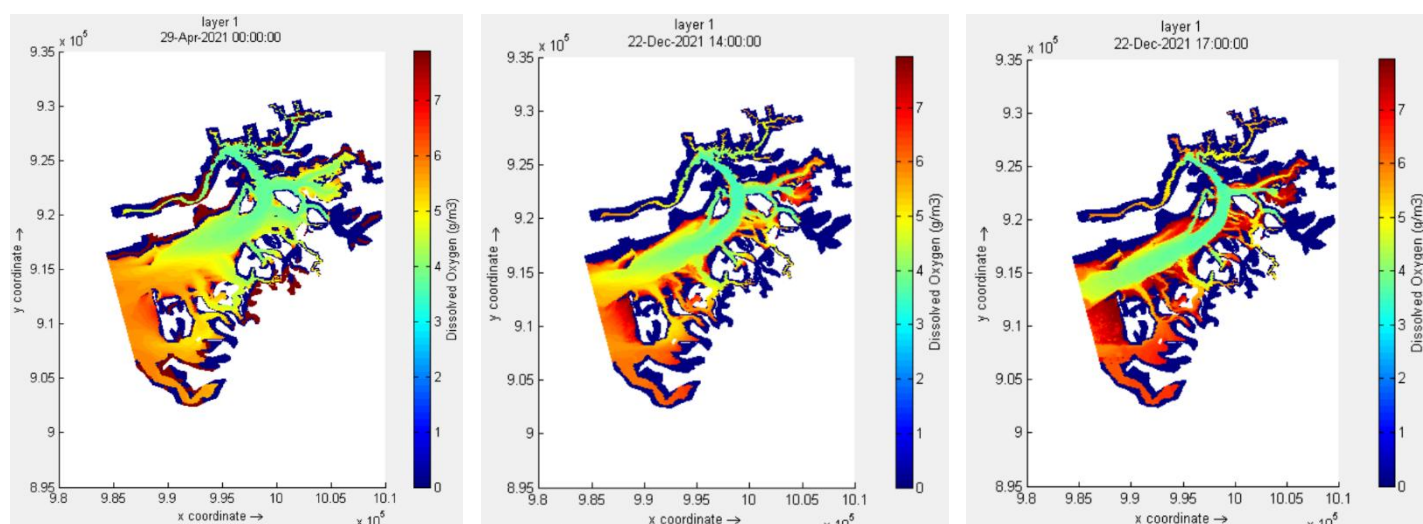


Figura 42. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de OD de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Sin embargo, según se observa en la Figura 43, en los puntos más cercanos a la presa, los valores correspondientes al régimen de sicigia no bajan de los 3.6 g/m^3 , tanto aguas arriba como aguas abajo. En cambio, durante los regímenes de cuadratura y estoa, las concentraciones de oxígeno disuelto alcanzan valores ligeramente menores, llegando a un mínimo de 3.5 g/m^3 .

El punto donde ocurre la concentración mínima de oxígeno disuelto se denomina “depresión o hundimiento del oxígeno”. El aumento de la concentración de oxígeno, para este escenario, ocurre en el mismo periodo que el escenario sin diques. Por tanto, la reaeración supero el consumo del OD a causa de la oxidación de materia. Cabe resaltar que la reaeración depende de la diferencia entre la concentración actual de oxígeno disuelto y la concentración de saturación (que varía con la temperatura y la salinidad).

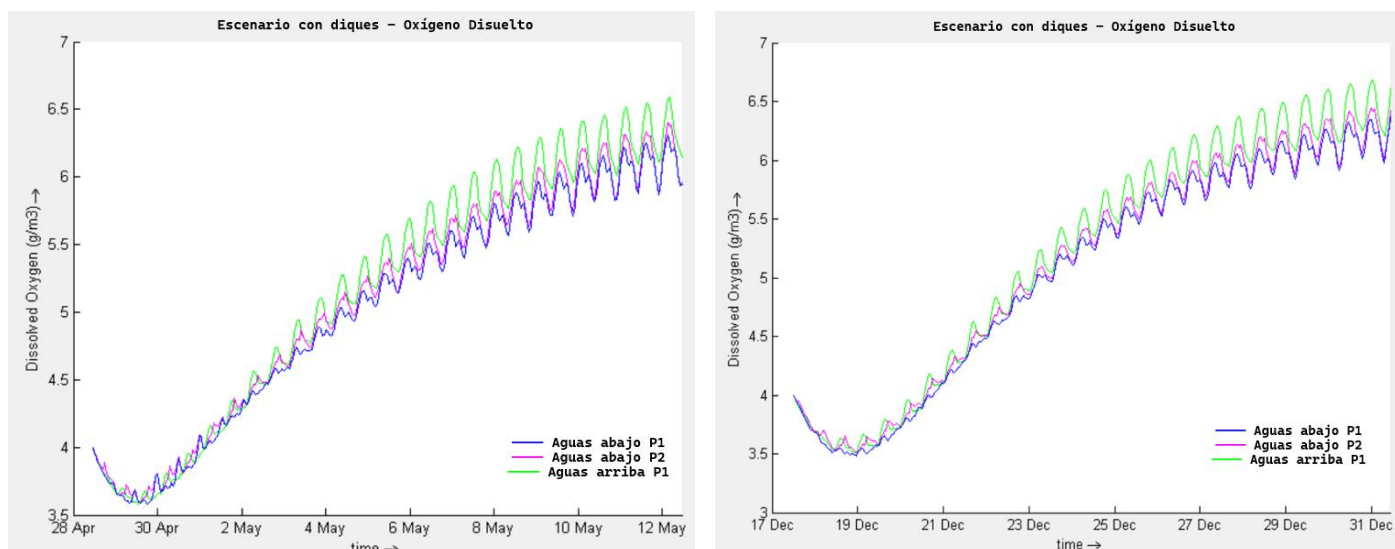


Figura 43. Comportamiento temporal del parámetro de oxígeno disuelto en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

Según el informe, los registros históricos de DBO_5 demostraron que las estaciones de aguas estuarinas oscilaron entre 0.8 y 1.7 g/m^3 en el sector interno de la bahía (Ver Tabla 9), mientras que en la zona de Buenaventura Afuera oscilaron entre 0.8 y 1.9 g/m^3 (Ver Tabla 10), reflejando buena calidad del agua. Los modelos en ambos regímenes registran valores mayormente cercanos al límite inferior de lo reportado en los informes REDCAM, manteniéndose dentro del rango esperado para aguas de transición estuarina y marina.

En la Figura 44 se observa que las estaciones ubicadas en la zona de Buenaventura Urbana presentaron concentraciones por debajo de 1 g/m^3 (Ver Tabla 9), mientras que los valores relativamente más altos se registraron para la zona de Buenaventura Afuera (Ver Tabla 10) con las estaciones Frente al muelle – Bocana (1.8 g/m^3 para cuadratura y estoa y 1.85 g/m^3 para sicigia) y la estación 003-BDB (1.85 para cuadratura y estoa y 1.9 g/m^3 para sicigia).

Los comportamientos para los puntos de descarga directos (7 y 2) y las estaciones de muestro sugieren una baja carga de materia orgánica biodegradable, posiblemente relacionada a caudales diluidos por escorrentías. Esto permite que haya un menor consumo de oxígeno disuelto, por lo tanto, un impacto más leve en el cuerpo de agua receptor, lo que permite una recuperación del oxígeno disuelto en la bahía. En contraste, en la Descarga 124, se registra un valor extremo de DBO_5 de hasta 38 g/m^3 (Ver Tabla 8), muy por encima del rango de INVEMAR, lo que indica una fuerte presencia de materia orgánica biodegradable.

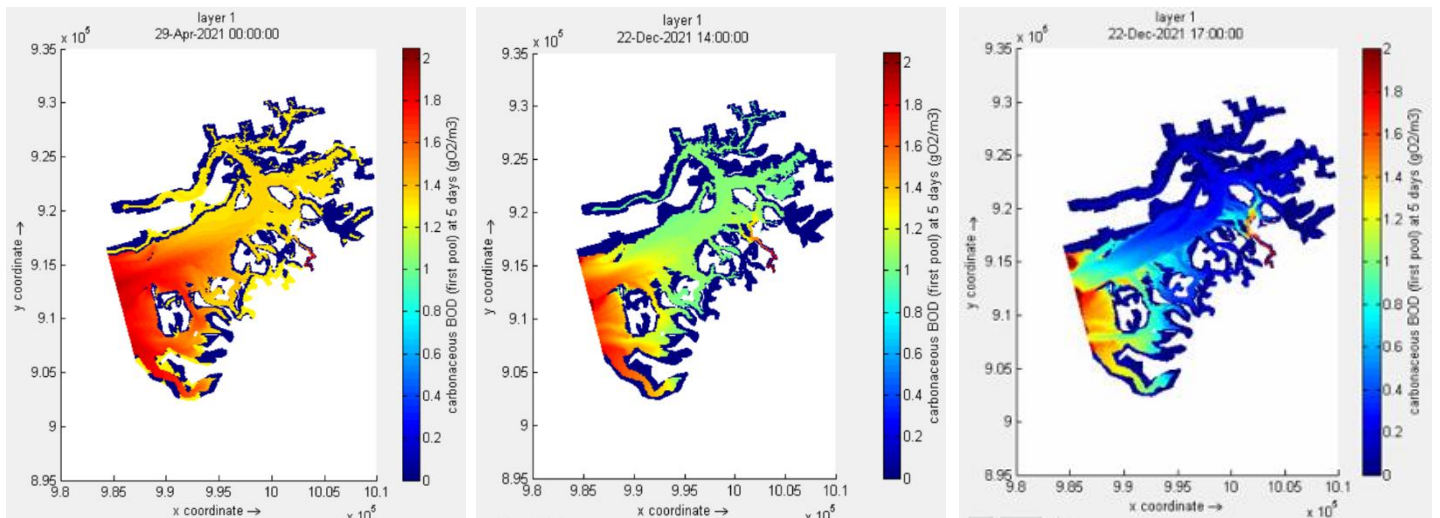


Figura 44. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de DBO_5 de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

El comportamiento de las concentraciones de DBO_5 en el área de emplazamiento (Ver Figura 45) no evidenció diferencias apreciables frente al escenario sin diques, manteniendo el mismo comportamiento para los tres regímenes de marea. Esto podría indicar que la DBO_5 no varía en función de la hidrodinámica por la marea o la presencia de estructuras físicas como los diques, sino, que responde a procesos biogeoquímicos más lentos que dependen de la carga orgánica aportada por descargas domésticas y fluviales.

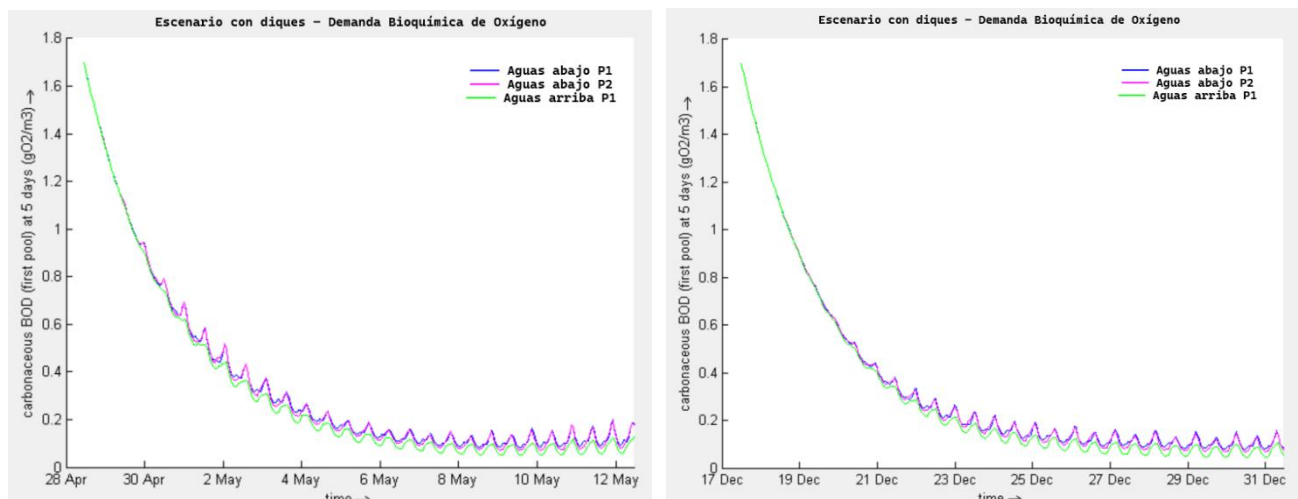


Figura 45. Comportamiento temporal del parámetro de demanda bioquímica de oxígeno en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

La DQO mostró una tendencia similar a la DBO_5 . Los puntos de descarga 7 y 2 reportan valores máximos de 2.5 y 1,4 g/m^3 respectivamente, ambos en régimen de cuadratura y estoa. Mientras que, la estación 124 registra un valor extremo de 155 g/m^3 bajo la misma condición de marea (Ver Tabla 8).

Entre las estaciones de muestreo, la estación 217-BDB de la zona Buenaventura Urbana presenta los valores más altos, con 11.5 g/m^3 en régimen de cuadratura y 11 g/m^3 en régimen

de sicigia (Ver Tabla 9). A diferencia de las demás estaciones, los valores fueron mucho menores con promedios entre 0 y 0.4 g/m³ para la zona de Buenaventura Urbana (Ver Tabla 9) y entre 0 y 0,1 g/m³ en Buenaventura Afuera (Ver Tabla 10). La diferencia marcada entre DQO y DBO₅ indica la posible presencia de sustancias orgánicas no biodegradables o que no se descomponen con mucha facilidad, provenientes de descargas industriales o aportes urbanos mixtos.

Por su parte, la salinidad en la mayoría de las estaciones y descargas se mantuvo cercana a 22 g/kg (Ver Tabla 8 y Tabla 10), lo cual corresponde a un rango típico de aguas de transición estuarina con fuerte influencia marina. De acuerdo con la Tabla 8, en la descarga 124 se registraron valores mínimos entre 12.8 g/kg para cuadratura y estoa y 15 g/kg para sicigia. En la Tabla 9, la estación 217-BDB reportó una salinidad mínima de 3 g/kg, mientras que la estación 227-BDB alcanzó 15 g/kg, registrándose estas variaciones en los tres regímenes mareales. En este sentido, incluso bajo el escenario con diques, se continúa evidenciando dilución con agua dulce en el sector interno de la bahía (Ver Figura 46).

Por otro lado, el escenario con diques presenta resultados bastantes similares que el escenario sin diques. La concentración de salinidad se concentra en un rango 21.6 a 24 g/kg en toda la bahía. Este resultado sugiere que, la presencia de los diques no genera una alteración significativa del intercambio de agua dulce y salada.

No obstante, de acuerdo con la literatura, en escenarios donde la estructura limita el intercambio natural entre agua dulce y salada, se espera una disminución del intercambio estuarino y una mayor retención de agua marina en el estuario. Como consecuencia, la salinidad tiende a estabilizarse y se mantiene homogénea, este fenómeno es reportado en otros estuarios con presas mareales en el Reino Unido (Hooper & Austen, 2013) y en proyecciones para el Guadiana bajo escenarios de aumento del nivel del mar (Mills et al., 2020).

De acuerdo con el reporte histórico de REDCAM, el 59,5% de las estaciones en la región fueron clasificadas como estuarinas, el 28,5% como marinas y el 12% como agua dulce. REDCAM reporta que, en estaciones de bajas precipitaciones, los valores de salinidad en general fueron altos, sin embargo, en temporadas de constantes lluvias y debido a los aportes de los ríos, mantienen la mayoría de las estaciones en Buenaventura Urbana con un comportamiento estuarino. Sin embargo, los modelos arrojaron valores de salinidad en la mayoría de las estaciones exceptuando la 217-BDB, coincidiendo con un patrón estuarino-marino que varía constantemente, lo cual forma uno de los principales cuerpos de agua del Pacífico Colombiano que brinda bastantes servicios ambientales (Zambrana, 2000; Adaptada de INVEMAR, 2022).

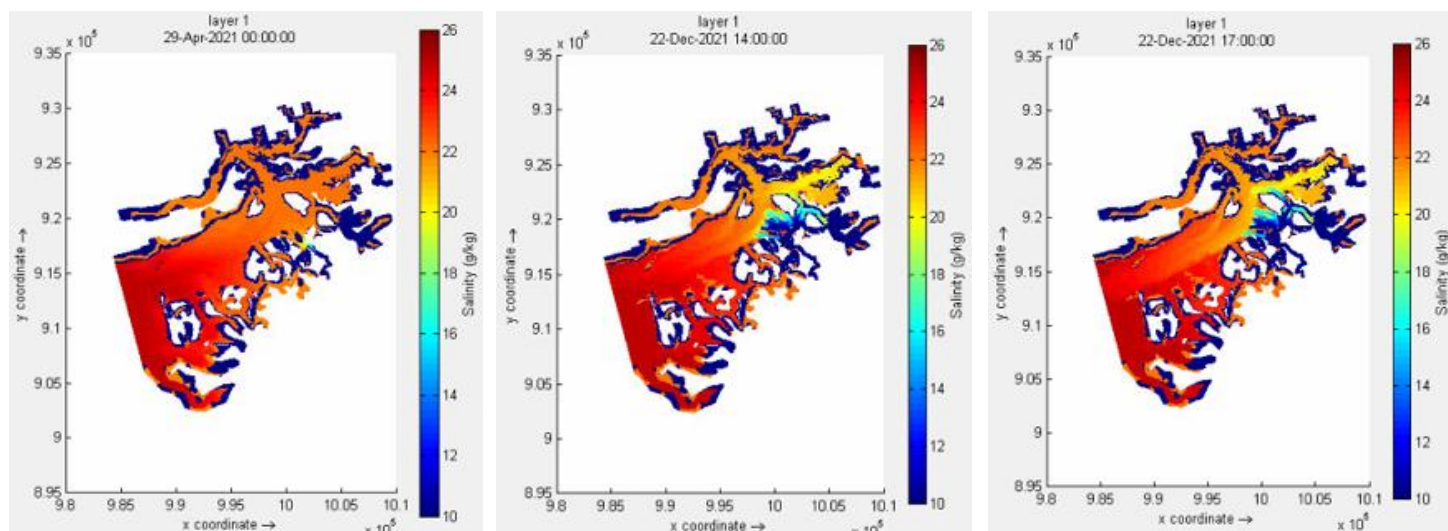


Figura 46. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de salinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Para las concentraciones de nitrato, INVEMAR (2021) no reporta de manera directa las concentraciones de nitrato en la Bahía de Buenaventura; sin embargo, a partir de la Figura 43 se estima que las concentraciones de N-NO₃ fueron más altas en Buenaventura Afuera seguida de Buenaventura Urbana. Este patrón puede relacionarse con lo descrito anteriormente para el OD, en donde la presa disminuye el intercambio mareal y, en consecuencia, reduce la dispersión de nutrientes y contaminantes. Aunque, precisamente esto implica que los nutrientes, como el nitrato, podrían acumularse dentro de la bahía, lo que incrementa el riesgo de eutrofización y la concentración de vertimientos tierra adentro.

En comparación con el modelo sin diques, el modelo con diques, tanto en régimen de sicigia como de cuadratura, refleja valores ligeramente menores en la mayoría de las estaciones, a excepción de las estaciones 217-BDB y la 227-BDB que registran valores máximos levemente superiores respecto al escenario sin diques (Ver Tabla 9). En general, las estaciones de Buenaventura Urbana y Buenaventura Afuera mantienen rangos promedios entre 0.9 y 2 g/m³ (Ver Tabla 9 y Tabla 10).

De manera puntual, las concentraciones de nitrato entre 1 y 3 mg/L en las descargas 2, 7 y 124 (Ver Tabla 8) sugieren una alta carga de nutrientes, posiblemente producto de actividades antropogénicas como el vertimiento de aguas residuales domésticas, residuos sólidos y otras actividades productivas. Los valores altos también pueden estar asociados al arrastre de nutrientes debido a las lluvias que ocasionan remoción de los suelos por la descarga de las quebradas (Portela et al., 2011; Adaptado de INVEMAR, 2022), teniendo en cuenta que los nitratos tienden a viajar en sedimentos permeables o rocas fracturadas (Ávila y Sansores, 2003; Adaptado de INVEMAR, 2022).

De acuerdo con la Figura 47, bajo las condiciones de sicigia y cuadratura se observa mayor concentración de nutrientes que en el régimen de estoa, lo que sugiere una influencia directa del comportamiento mareal en la distribución del nitrato dentro de la bahía.

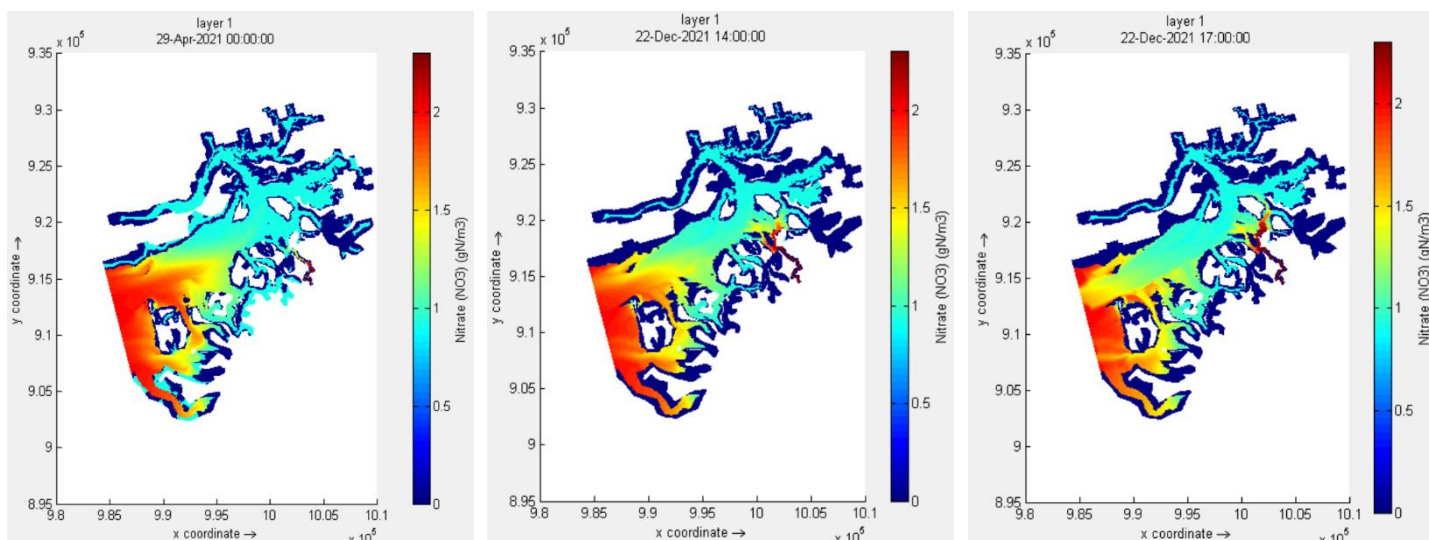


Figura 47. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de nitrato de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Por otro lado, en la Figura 48 se observa que las concentraciones de nitrato son menores en el escenario con diques. La ligera reducción de las concentraciones de nitrato podría estar relacionado a una restricción en la mezcla vertical y horizontal. Bajo la condición de sicigia, se registran las mayores concentraciones de NO_3 al igual que en el escenario sin diques, lo cual puede estar ligado a las actividades antropogénicas presentes en el área y al proceso de mezcla de masas de agua que favorece la resuspensión y liberación de los nutrientes del fondo marino. Aunque en este escenario las concentraciones de nitrato son más bajas, se mantiene una tendencia a aumentar aguas abajo, siendo más pronunciada en sicigia y con un gradiente menor de aumento en los regímenes de cuadratura y estoa.

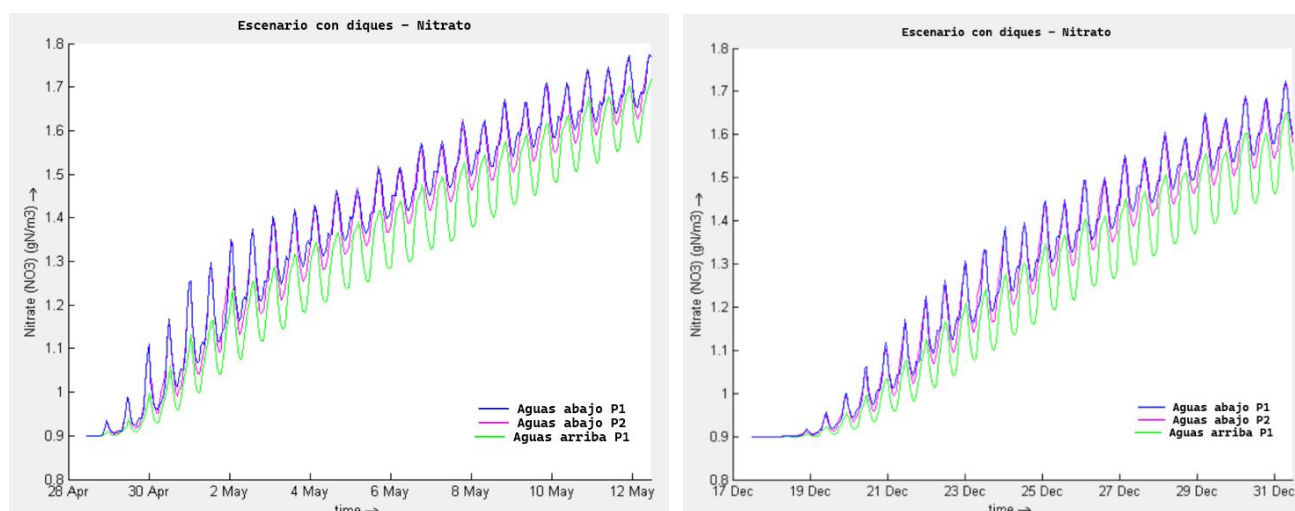


Figura 48. Comportamiento temporal del parámetro de nitrato en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

En cuanto a los ortofosfatos, todas las estaciones de muestreo en zona Buenaventura Urbana y Buenaventura Afuera registran una tendencia menor a los 1.5 g/m^3 (Ver Tabla 9 y Tabla 10) valor establecido en el informe de INVEMAR (2021). Sin embargo, según Sharpley et al. (2003) y Murillo y Vargas (2021), las concentraciones de ortofosfatos superiores a 0.1 g/m^3

pueden favorecer el crecimiento excesivo de algas, debido a las actividades humanas que incrementan las tasas de carga de nutrientes, acelerando la eutrofización de las aguas superficiales.

En este sentido, en la Figura 49 se observa una mayor presencia de ortofosfatos en la zona de Buenaventura Urbana bajo las condiciones de cuadratura y estoa, especialmente en el sector de la desembocadura del río Dagua. No obstante, las concentraciones de ortofosfatos no muestran variaciones significativas entre el modelo con diques y el modelo sin diques.

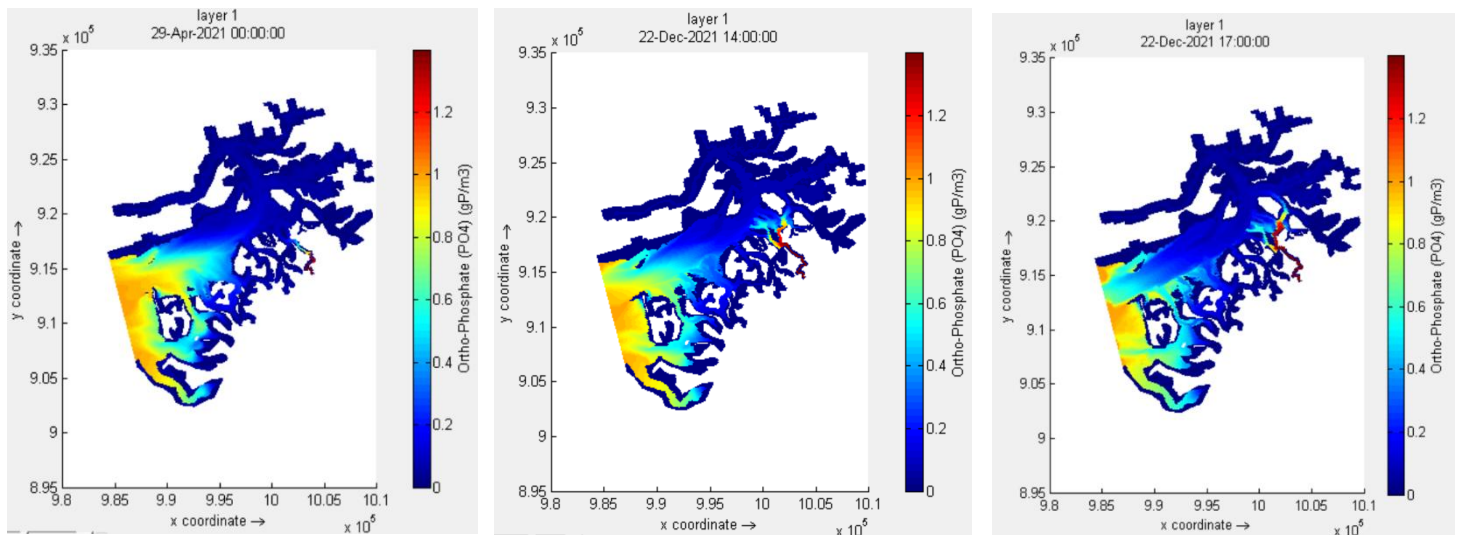


Figura 49. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de ortofosfatos de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

La alcalinidad cumple un papel fundamental ya que actúa como sistema amortiguador de pH bajos o ácido y determina la estabilidad química del agua para el crecimiento de organismos fotosintéticos (algas). En este estudio, se observa que los valores de alcalinidad permanecen dentro de rangos similares en todos los puntos de muestreo, tanto en la configuración con diques como en la configuración sin ellos, lo que indica que este parámetro no se ve significativamente afectado por la presencia de estructuras mareales (Ver Figura 50). Sin embargo, niveles elevados de alcalinidad puede incrementar la disponibilidad de ortofosfatos en el agua, potenciando aún más la proliferación de algas y acelerando la eutrofización (Ramírez-Moreno & Vargas Porras, 2008).

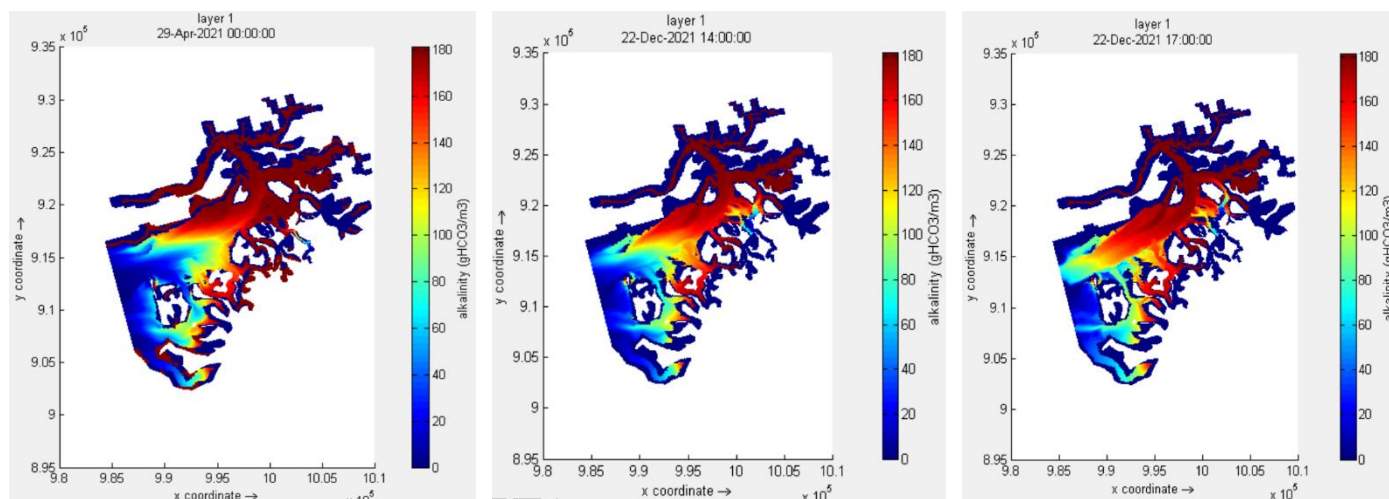


Figura 50. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de alcalinidad de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

El Amonio es un parámetro que no se menciona en los informes REDCAM; sin embargo, su comportamiento en el área de estudio muestra una tendencia general a la disminución de las concentraciones a lo largo del tiempo. En ecosistemas estuarinos, el amonio tiende a mantenerse relativamente estable a lo largo del año, no obstante, su disminución puede estar asociada a una mayor actividad fotosintética o a procesos de nitrificación favorecidos por una mejor oxigenación del agua (Tejada Vélez et al., 2003).

Aunque los registros mantienen su tendencia a disminuir, el rango de valores en que se mantienen la mayoría de las estaciones de muestreo y descargas es ligeramente mayor en el escenario con diques, que en la configuración sin diques. De acuerdo con la Tabla 9 y la Tabla 10, las estaciones 200-BDB, 213-BDB, 227-BDB, 178-BDB mantienen rangos entre los 8 y 12 g/m³. Por su parte, las estaciones 217-BDB, 069-BDB, Frente a río Potedo, Frente al muelle – Bocana y 003-BDB registran concentraciones de salinidad entre 0 y 12 g/m³. La presencia de concentraciones elevadas en ciertos puntos específicos constituye un indicador de vertimientos directos sin tratamiento previo, resaltando la influencia de las actividades antrópicas sobre la calidad del agua.

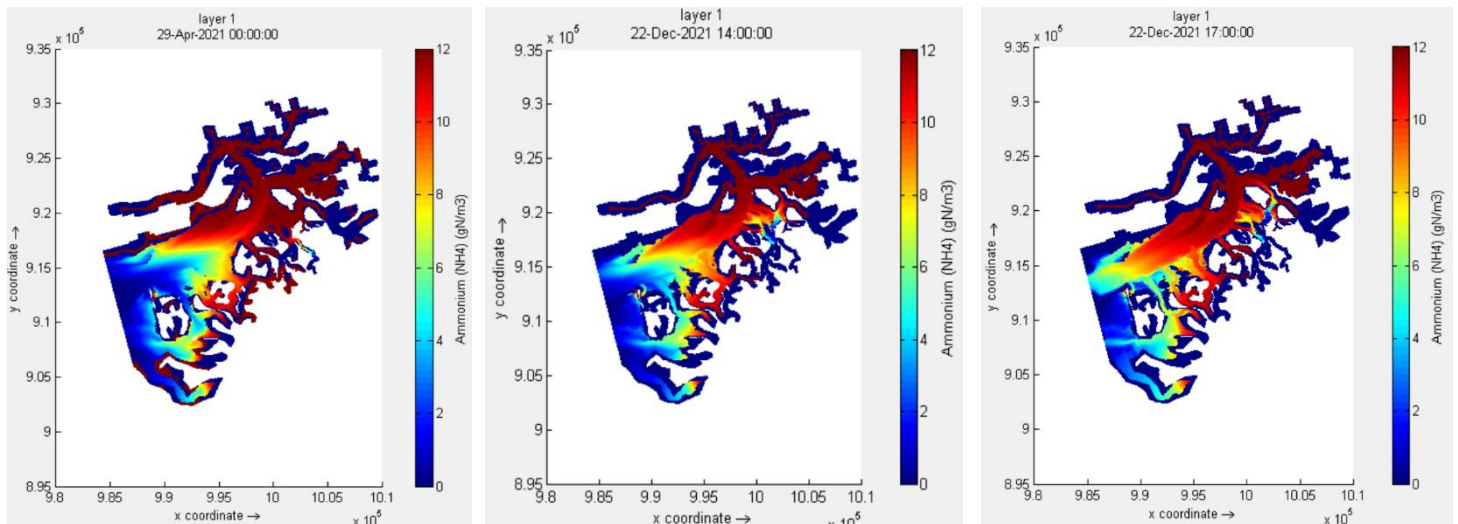


Figura 51. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de amonio de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

Finalmente, todos los puntos de descarga superan ampliamente el rango de coliformes totales de INVEMAR, pero los valores de los modelos de las estaciones muestreadas en las tres configuraciones de regímenes se encuentran muy por encima de los valores reportados en el informe ($0 - 9 \times 10^4$ NMP/m³), como se observa en la Figura 52, representando un riesgo sanitario considerablemente alto.

De acuerdo con la Tabla 8, la descarga 124 alcanza hasta 150.000.000 NMP/100 ml, evidenciando un impacto crítico por aguas residuales no tratadas. La descarga 7 presenta incluso niveles de hasta 18 millones, una cifra extremadamente alarmante desde el punto de vista sanitario. Estas problemáticas van a ir en aumento si no se plantea la construcción de sistemas a corto plazo que permita el tratamiento de los desechos líquidos y sólidos (Quesada et al., 2014). En el caso de Buenaventura, ya cuenta con una infraestructura la cual se debe optimizar para mejorar su funcionamiento interno y que permita la disminución de cargas contaminantes que llegan a la bahía (buenaventuracomovamos, 2025).

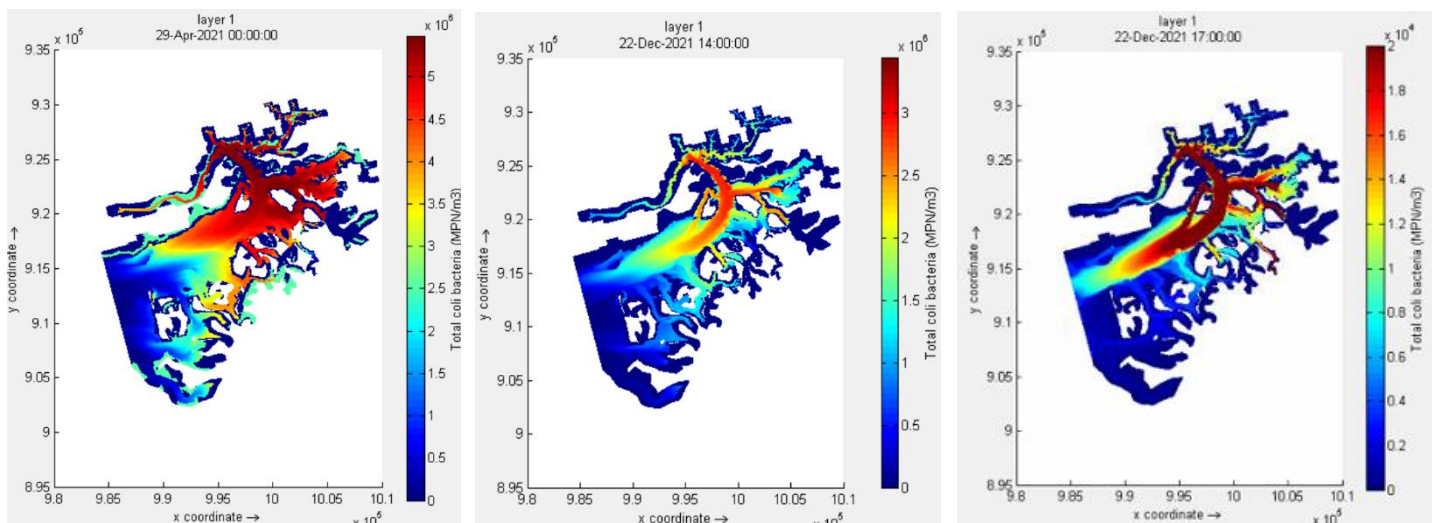


Figura 52. Modelo de calidad de agua con diques del parámetro de coliformes totales de la Bahía de Buenaventura en condición de sicigia (izquierda), cuadratura (centro) y estoa (derecha)

En la zona donde se ubica el dique, se observa que bajo los tres regímenes de marea las concentraciones mantienen valores muy similares entre sí, así como frente al escenario sin diques (Ver Figura 53). En ambos casos se conserva la tendencia de disminución en las concentraciones de coliformes totales. No obstante, debido a los valores elevados registrados, resulta complejo distinguir con precisión las variaciones particulares entre cada condición mareal.

Al igual que el escenario sin diques, la reducción observada se debe principalmente a los procesos de decaimiento natural y dispersión hidrodinámica del contaminante en la columna de agua, ya que el modelo no contempla el crecimiento bacteriano ni su interacción con los sedimentos (Deltares, 2020c). De acuerdo con la configuración del programa, el comportamiento simulado refleja un proceso continuo de mortalidad de las bacterias coliformes, sin posibilidad de recuperación, incluso de presencia en descargas cercanas a la zona de estudio.

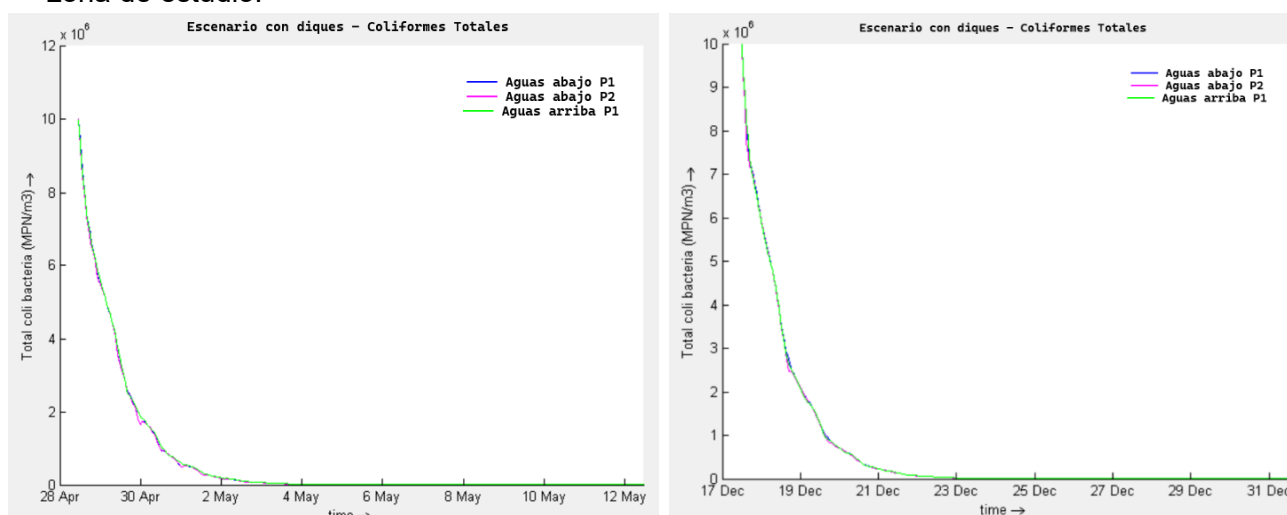


Figura 53. Comportamiento temporal del parámetro de coliformes totales en los puntos de monitoreo alrededor del dique bajo el escenario con diques, sicigia (izquierda) y cuadratura y estoa (derecha)

7 Evaluación de prefactibilidad

De acuerdo con la Tabla 8, las estaciones de muestreo de la red REDCAM presentan valores constantes con la calidad de agua estuarina reportada históricamente, mientras que los puntos de descarga 7, 2 y 124 muestran valores extremos que evidencian un aporte significativo de contaminantes a la bahía. Por esta razón, algunos valores registrados en los puntos de descarga se encuentran muy por fuera de los rangos observados por REDCAM en sus estaciones costeras. Esto se podría explicar porque los puntos de descarga se ubican en áreas más próximas a zonas urbanas con presencia de vertimientos directos y escasa dilución marina.

Cabe aclarar que la estación 200-BDB presenta valores erróneos para el régimen de cuadratura, mientras que la estación 197-BDB registra inconsistencias en las 3 configuraciones analizadas. Esto se debe a que ambas estaciones se encuentran en celdas

de la malla cuya batimetría oscila entre -0,5 a -2, lo que implica valores muy cercanos a tierra. En estas condiciones, el modelo tiende a interpretar dichas celdas como celdas secas, lo que genera resultados poco confiables. En el caso específico de la estación 200-BDB, este comportamiento ocurre en régimen de cuadratura y estoa, dado que es el escenario con los menores rangos de variación mareal.

Tabla 8. Resultados comparativos entre los resultados de modelación (Delft3D) para sicigia, cuadratura y estoa con y sin diques frente a los datos medidos por Vallecaucana de Aguas S.A. E.S.P. (2016).

		Temperatura	Oxígeno disuelto	DBO5	DQO	Salinidad	Nitrato	Ortofosfatos	Amonio	Alcalinidad	Total coli bacteria
		°C	g O ₂ /m ³	g O ₂ /m ³	g O ₂ /m ³	g/kg	gN/m ³	gP/m ³	gN/m ³	gHCO ₃ /m ³	MPN/m ³
Descarga 7	Vallecaucanas de Agua	27 - 29.8	0.56 - 1.97	88.00	152.00	6.15	0.20	1.90	11.80	105.00	10x10 ⁶
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.55	3.8 - 6.2	2.2 - 0.9	0 - 2.5	21.92 - 22.5	0.9 - 1.16	0.06 - 0.3	12 - 9.3	181 - 139	(2.1-0.2)x10 ⁷
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.73	3.72 - 5.3	2.2 - 0.82	1.95 - 0	21.9 - 22.93	0.9 - 1.35	0.06 - 0.45	12.0 - 7.0	180 - 110	(1.88-0.1)x10 ⁷
	Con diques cuadratura y estoa	27.17 - 27.43	3.68 - 7.2	2.3 - 0.8	0 - 2.5	21.7 - 22.2	0.9 - 1.09	0.06 - 0.23	12 - 10.1	181 - 151	(2.1-0.1)x10 ⁷
	Con diques sicigia	27.2 - 27.65	3.8 - 7	2.2 - 0.9	0 - 2	21.9 - 22.75	0.9 - 1.28	0.06 - 0.38	12 - 8.0	181 - 120	(18 - 1)x10 ⁶
Descarga 2	Vallecaucanas de Agua	29 - 31	4.2 - 7.1	149.00	185.00	14.12	0.09	3.86	17.40	222.00	1.56x10 ⁹
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.5	4 - 3.65	1.8 - 0.8	0 - 1.5	22.5 - 21.8	0.9 - 1.15	0.06 - 0.28	12 - 9.4	181 - 140	(10-1)x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.71	3.65 - 2	1.76 - 0.83	1.04 - 0	21.79 - 22.93	0.9 - 1.35	0.06 - 0.44	12.0 - 7.5	180 - 110	(10-1)x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.18 - 27.34	4 - 3.55	1.7 - 0.8	0 - 1.4	21.7 - 22.2	0.9 - 1.08	0.06 - 0.22	12 - 10.1	181 - 152	(10 - 1)x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.2 - 27.63	3.68 - 4.15	1.81 - 0.8	0 - 1.1	21.7 - 22.75	0.9 - 1.26	0.06 - 0.37	12 - 8.1	181 - 122	(10 - 1)x10 ⁶
Descarga 124	Vallecaucanas de Agua	27.9 - 31.1	0.4 - 2.2	148.00	292.00	11.05	0.09	2.29	11.80	197.00	3.45x10 ⁸
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 33	3.8 - 6.2	35 - 1	0 - 150	22 - 14	0.55 - 1.4	0.06 - 1.3	13 - 7.5	208 - 110	(16-0.1)x10 ⁷
	Sin diques sicigia	27.2 - 28.33	3.28 - 5.4	0.0 - 30	0.0 - 120	22 - 14.55	0.62 - 1.34	0.06 - 1.04	12.0 - 7.95	186 - 120	(12.6-0.15)x10 ⁷
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 33	4 - 7.1	3.0 - 38	0 - 155	22 - 12.8	0.6 - 1.5	0.06 - 1.3	13.5 - 7	213 - 112	(15-0.1)x10 ⁷
	Con diques sicigia	27.2 - 28.3	3.9 - 7.2	2.0 - 30	0.0 - 120	22 - 15	0.58 - 1.35	0.06 - 1	12 - 8.0	187 - 120	(12.6 - 0.1)x10 ⁶

Tabla 9. Resultados comparativos entre los resultados de modelación (Delft3D) para Sicigia, Cuadratura con y sin Diques frente a los datos medidos por REDCAM (2021) en la zona Buenaventura urbana.

		Temperatura	Oxígeno disuelto	DBO5	DQO	Salinidad	Nitrato	Ortofosfatos	Amonio	Alcalinidad	Total coli bacteria
		°C	g O ₂ /m ³	gO ₂ /m ³	gO ₂ /m ³	g/kg	gN/m ³	gP/m ³	gN/m ³	gHCO ₃ /m ³	MPN/m ³
200-BDB	REDCAM 2021	26 - 28	3.89 - 6.88	0.5 - 5.5	-	0 - 15.0	2.5 - 3.5	-	-	-	<= 1x10 ⁷
	Sin diques cuadratura y estoa	27.20	4 - 7.8	1.7 - 0.6	0.00	22.00	0.90	0.06	12.00	181.00	(10-0.1) x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.71	4 - 6.5	1.7 - 0.8	0 - 0.14	22 - 23.02	0.9 - 1.34	0.06 - 0.43	12 - 7.5	181 - 110	(10 - 0.8) x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 0	4 - 0	1.7 - 0	0.00	22 - 0	0.9 - 0	0.06 - 0	12 - 0	181 - 0	10x10 ⁶ - 0
	Con diques sicigia	27.2 - 27.64	4 - 7.8	1.7 - 0.8	0 - 0.15	22 - 22.8	0.9 - 1.26	0.06 - 0.38	12 - 8.1	181 - 121	(10 - 0.8) x10 ⁶
213-BDB	REDCAM 2021	28 - 31	3.89 - 6.88	0.5 - 5.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	(1 - 10) x10 ⁸
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.4	4 - 6.9	1.7 - 0.8	0 - 0.33	22.2 - 21.9	0.9 - 1.09	0.06 - 0.23	12.0 - 10	181 - 152	(10 - 0.8) x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.48	4 - 5.82	1.7 - 0.78	0 - 0.42	21.74 - 22.4	0.9 - 1.17	0.06 - 0.3	12 - 9.2	181 - 136	(10 - 0.8) x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.29	4 - 6.8	1.7 - 0.72	0 - 0.31	22.05 - 21.7	0.9 - 1.01	0.06 - 0.16	12 - 10.9	181 - 164	(10-0.9) x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.2 - 27.44	4 - 6.5	1.7 - 0.8	0 - 0.45	22.25 - 21.6	0.9 - 1.13	0.06 - 0.26	12 - 9.7	181 - 145	(10 - 0.8) x10 ⁶
217-BDB	REDCAM 2021	26 - 28	3.89 - 6.88	0.5 - 5.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	<= 1x10 ⁷
	Sin diques cuadratura y estoa	27.05 - 27.25	3.8 - 5.1	1.7 - 0.9	0 - 11.0	22 - 5.0	0.9 - 2.1	0.06 - 1.15	12 - 2.0	181 - 30	(10 - 0.2) x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.03 - 27.31	3.73 - 5.12	1.7 - 0.81	0 - 11.2	22 - 3.0	0.9 - 2.11	0.06 - 1.22	12 - 1.6	181 - 24	(10 - 0.2) x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.02	3.8 - 5.2	1.7 - 0.83	0 - 11.5	22 - 4.0	0.9 - 2.15	0.06 - 1.25	12 - 2.0	181 - 20	(10 - 0.1) x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.03 - 27.25	3.8 - 5.2	1.7 - 0.8	0 - 11.0	22 - 3.0	0.9 - 2.15	0.06 - 1.22	12 - 2.0	181 - 25	(10 - 0.2) x10 ⁶
227-BDB	REDCAM 2021	28 - 31	3.89 - 6.88	0.5 - 5.5	-	0 - 15.0	2.5 - 3.5	-	-	-	(10 - 1) x10 ⁸
	Sin diques cuadratura y estoa	27.18 - 27.32	6.65 - 4.25	1.7 - 0.8	0 - 3.5	22 - 16	0.9 - 1.32	0.06 - 0.45	12 - 8.5	181 - 129	(10 - 0.95) x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.16 - 27.36	3.6 - 4.29	1.7 - 0.8	0 - 4.25	22 - 15.0	0.9 - 1.39	0.06 - 0.53	12 - 7.75	181 - 117	(10 - 1) x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.15 - 27.24	3.58 - 4.3	1.7 - 0.8	0 - 4.0	22 - 15.2	0.9 - 1.35	0.06 - 0.47	12 - 8.25	181 - 125	(10 - 1.15) x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.16 - 27.34	3.65 - 4.38	1.7 - 0.8	0 - 3.9	22 - 15.0	0.9 - 1.37	0.06 - 0.52	12 - 8.0	181 - 120	(10 - 1) x10 ⁶
190-BDB	REDCAM 2021	28 - 31	3.89 - 6.88	0.5 - 5.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	(1 - 5) x10 ⁷
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.68	3.65 - 4.08	1.7 - 0.8	0 - 0.3	22 - 22.9	0.9 - 1.27	0.06 - 0.39	12 - 8.0	181 - 120	(10 - 1) x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.9	3.63 - 4.41	1.7 - 0.81	0 - 0.21	22 - 23.5	0.9 - 1.48	0.06 - 0.56	12 - 5.75	181 - 86	(10 - 0.6) x10 ⁶

	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.55	4 - 3.55	1.7 - 0.78	0 - 0.28	27.8 - 22.6	0.9 - 1.18	0.06 - 0.31	12 - 9.0	181 - 140	(10 - 0.9) x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.2 - 27.8	3.65 - 4.38	1.7 - 0.8	0 - 0.2	22 - 23.25	0.9 - 1.4	0.06 - 0.5	12 - 6.6	181 - 99	(10 - 0.7) x10 ⁶
211-BDB	Valor REDCAM 2021	28 - 31	3.89 - 6.88	0.5 - 5.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	<= 1x10 ⁷
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.32	4 - 5.0	1.7 - 0.75	0 - 0.25	22.1 - 21.85	0.9 - 1.02	0.06 - 0.17	12 - 10.8	181 - 163	(10 - 0.1) x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.45	3.8 - 4.93	1.7 - 0.8	0 - 0.17	21.99 - 22.35	0.9 - 1.12	0.06 - 0.25	12 - 9.65	181 - 145	(10 - 1) x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.24	4 - 5.0	1.7 - 0.73	0 - 0.26	22 - 21.6	0.9 - 0.96	0.06 - 0.11	12 - 11.4	181 - 172	(10 - 1) x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.2 - 27.38	3.9 - 5.2	1.7 - 0.8	0 - 0.16	21.9 - 22.2	0.9 - 1.07	0.06 - 0.2	12 - 10.3	181 - 155	(10 - 1) x10 ⁶

Tabla 10. Resultados comparativos entre los resultados de modelación (Delft3D) para Sicigia, Cuadratura con y sin Diques frente a los datos medidos por REDCAM (2021) en la zona Buenaventura afuera.

		Temperatura	Oxígeno disuelto	DBO5	DQO	Salinidad	Nitrato	Ortofosfatos	Amonio	Alcalinidad	Total coli bacteria
		°C	g O ₂ /m ³	g O ₂ /m ³	g O ₂ /m ³	g/kg	gN/m ³	gP/m ³	gN/m ³	gHCO ₃ /m ³	MPN/m ³
178-BDB	REDCAM 2021	28 - 31	3.89 - 6.88	0.2 - 3.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	(5 - 10) x10 ⁷
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.7	3.65 - 4.1	1.7 - 0.8	0 - 0.13	22 - 23	0.9 - 1.3	0.06 - 0.41	12 - 7.6	181 - 120	(10 - 0.9) x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.9	3.66 - 4.44	1.7 - 0.85	0 - 0.13	22 - 23.5	0.9 - 1.5	0.06 - 0.56	12 - 5.6	181 - 84	(10 - 0.6) x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.55	3.55 - 4	1.7 - 0.79	0 - 0.13	22 - 22.7	0.9 - 1.2	0.06 - 0.3	12 - 9.0	181 - 135	(10 - 0.9) x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.2 - 27.82	3.65 - 4.35	1.7 - 0.82	0 - 0.13	22 - 23.3	0.9 - 1.4	0.06 - 0.5	12 - 6.6	181 - 100	(10 - 0.7) x10 ⁶
132-BDB	REDCAM 2021	28 - 31	3.89 - 6.88	0.2 - 3.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	(1 - 5) x10 ⁷
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.75	4 - 6.6	1.7 - 0.8	0 - 0.011	22 - 23.15	0.9 - 1.33	0.06 - 0.41	12 - 7.4	181 - 110	(10 - 0.6)x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 27.9	4 - 5.74	1.7 - 0.83	0 - 0.015	22 - 23.5	0.9 - 1.45	0.06 - 0.54	12 - 6.0	181 - 90	(10 - 0.54)x10 ⁶
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.53	4 - 7.3	1.7 - 0.8	0 - 0.007	22 - 22.7	0.9 - 1.15	0.06 - 0.29	12 - 9.3	181 - 140	(10 - 0.7)x10 ⁶
	Con diques sicigia	27.2 - 27.82	4 - 7.3	1.7 - 0.8	0 - 0.011	22 - 23.3	0.9 - 1.4	0.06 - 0.48	12 - 6.7	181 - 100	(10 - 0.6)x10 ⁶
113-BDB	Valor REDCAM 2021	26 - 28	3.89 - 6.88	0.2 - 3.5	-	0 - 15.0	2.5 - 3.5	-	-	-	(1 - 5) x10 ⁷
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.85	4 - 4.6	1.7 - 0.85	0 - 0.015	22 - 23.4	0.9 - 1.42	0.06 - 0.51	12 - 6.3	181 - 95	(10 - 0.6)x10 ⁶
	Sin diques sicigia	27.2 - 28.1	4 - 4.8	1.7 - 0.85	0 - 0.019	22 - 24	0.9 - 1.64	0.06 - 0.7	12 - 4.0	191 - 60	(10 - 0.5)x10 ⁶

	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.75	4 - 4.6	1.7 - 0.79	0 - 0.01	22 - 23.1	0.9 - 1.35	0.06 - 0.44	12 - 7.5	181 - 110	(10 - 0.6)x10^6
	Con diques sicigia	27.2 - 28.1	3.95 - 4.8	1.7 - 0.85	0 - 0.015	22 - 24	0.9 - 1.6	0.06 - 0.65	12 - 4.4	181 - 65	(10 - 0.4)x10^6
069-BDB	Valor REDCAM 2021	26 - 28	3.89 - 6.88	0.2 - 3.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	(1 - 5) x10^7
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 28.15	4 - 4.8	1.73 - 0.9	0 - 0.013	22 - 24	0.9 - 1.62	0.06 - 0.7	12 - 3.8	181 - 58	(10 - 0.3)x10^6
	Sin diques sicigia	27.2 - 28.3	4 - 5.5	1.8 - 0.9	0 - 0.018	22 - 24.5	0.9 - 1.85	0.06 - 0.86	12 - 2.0	181 - 28	(10 - 0.3)x10^6
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 28.1	4 - 4.7	1.7 - 0.84	0 - 0.008	22 - 24.0	0.9 - 1.62	0.06 - 0.7	12 - 4.0	181 - 60	(10 - 0.4)x10^6
	Con diques sicigia	27.2 - 28.4	3.9 - 5.4	1.7 - 0.9	0 - 0.014	22 - 24.5	0.9 - 1.9	0.06 - 0.9	12 - 1.5	181 - 20	(10 - 0.15)x10^6
Frente a río Potodo	Valor REDCAM 2021	< 26	3.89 - 6.88	0.2 - 3.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	<= 1x10^7
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 28.1	4 - 7.5	1.7 - 0.9	0 - 0.01	22 - 23.58	0.9 - 1.6	0.06 - 0.66	12 - 4.5	181 - 67	(10 - 0.3)x10^6
	Sin diques sicigia	27.2 - 28.4	4 - 6.72	1.7 - 1.21	0 - 0.019	22 - 24.6	0.9 - 1.88	0.06 - 0.9	12 - 1.45	181 - 20	(10 - 0.2)x10^6
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 27.9	4 - 7.8	1.7 - 0.85	0 - 0.008	22 - 23.6	0.9 - 1.46	0.06 - 0.54	12 - 5.75	181 - 86	(10 - 0.3)x10^6
	Con diques sicigia	27.2 - 28.35	4 - 7.7	1.7 - 1.2	0 - 0.025	22 - 24.5	0.9 - 1.84	0.06 - 0.85	12 - 1.8	181 - 25	(10 - 0.2)x10^6
Frente al muelle - B	Valor REDCAM 2021	< 26	3.89 - 6.88	0.2 - 3.5	-	-	2.5 - 3.5	-	-	-	<= 1x10^7
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 28.4	4 - 6.0	1.82 - 1.08	0 - 0.009	22 - 24.6	0.9 - 1.88	0.06 - 0.9	12 - 1.2	181 - 20	(10 - 0.1)x10^6
	Sin diques sicigia	27.2 - 28.5	4 - 5.9	1.84 - 1.17	0 - 0.0013	22 - 24.92	0.9 - 1.95	0.06 - 0.98	12 - 0.35	181 - 9	(10 - 0.1)x10^6
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 28.35	4 - 6.1	1.8 - 1	0 - 0.0003	22 - 24.7	0.9 - 1.9	0.06 - 0.87	12 - 2.0	181 - 30	(10 - 0.12)x10^6
	Con diques sicigia	27.2 - 28.55	4 - 6.2	1.85 - 1.21	0 - 0.00055	22 - 24.99	0.9 - 1.95	0.06 - 0.98	12 - 0.3	181 - 5	(10 - 0.1)x10^6
003-BDB	Valor REDCAM 2021	< 26	3.89 - 6.88	0.2 - 3.5	-	0 - 15.0	2.5 - 3.5	-	-	-	(1 - 5) x10^7
	Sin diques cuadratura y estoa	27.2 - 28.5	4 - 7.25	1.89 - 2	0 - 0.0007	22 - 24.9	0.9 - 1.95	0.06 - 0.95	12 - 0.4	181 - 6	(10 - 0.1)x10^6
	Sin diques sicigia	27.2 - 28.55	4 - 6.5	1.9 - 1.2	0 - 0.0016	22 - 25	0.9 - 2	0.06 - 1	12 - 0.1	181 - 0	(10 - 0)x10^6
	Con diques cuadratura y estoa	27.2 - 28.56	4 - 7.6	1.85 - 1.1	0.00	22 - 24.9	0.9 - 1.95	0.06 - 0.99	12 - 0.3	181 - 3	(10 - 0.1)x10^6
	Con diques sicigia	27.2 - 28.55	4 - 7.7	1.9 - 1.3	0 - 0.0003	22 - 25.0	0.9 - 2	0.06 - 1	12 - 0	181 - 0	(10 - 0)x10^6

Finalmente, en la Tabla 11. Zonas afectadas en la Bahía de Buenaventura por cada parámetro modelado se presentan las zonas y estaciones más afectadas por cada uno de los parámetros modelados bajo las tres configuraciones de marea: sicigia, cuadratura y estoa. Los resultados de los escenarios con y sin diques mostraron comportamientos similares, con diferencias mínimas no significativas en la distribución espacial de los parámetros. Esto sugiere que la presencia de diques no altera de manera sustancial la dinámica general de mezcla, dispersión y transporte en la Bahía de Buenaventura

Tabla 11. Zonas afectadas en la Bahía de Buenaventura por cada parámetro modelado

Parámetro	Zona	Estación	Efectos
Temperatura	Buenaventura Urbana	200-BDB 213-BDB	En la configuración de sicigia, los valores son menores que las otras dos condiciones de marea, debido a una mayor columna de agua y un mayor intercambio mareal
	Buenaventura Afuera	178-BDB	
Oxígeno disuelto	Buenaventura Afuera	178-BDB	En sicigia, toda el área delimitada como Buenaventura Afuera presenta valores más altos. En todas las configuraciones se presenta recuperación del oxígeno, pero debido a la condición de marea muerta, la recuperación en condición de cuadratura y estoa es mucho más lenta
Demanda Bioquímica de Oxígeno	Buenaventura Urbana	200-BDB 213-BDB 217-BDB 227-BDB 211-BDB	Sicigia presenta los valores más altos, la retención de contaminantes puede favorecer la suspensión de materia orgánica en el agua y por esta razón, se demora un poco más en ser degradado
	Buenaventura Afuera	178-BDB 132-BDB 113-BDB 069-BDB	Estoa presenta los valores más bajos, el comportamiento mareal es más estable y tranquilo
Salinidad	Buenaventura Urbana	213-BDB 217-BDB 227-BDB	El régimen de cuadratura y estoa tienden a tener valores menores en el área donde descarga el río Dagua, esto sucede por la mezcla de agua de masas de agua, generando una dilución muy notoria
Nitrato	Buenaventura Urbana	213-BDB 217-BDB 227-BDB	El río Dagua permite el arrastre de nutrientes que desembocan en la bahía, por lo tanto, la zona presenta valores menores en las 3 configuraciones
	Buenaventura Afuera	132-BDB 113-BDB 069-BDB FRP FMB 003-BDB	En sicigia, los valores más altos se presentan en toda la extensión de Buenaventura Afuera, la cual favorece una mayor resuspensión de nutrientes debido a una mayor columna de agua
Ortofosfato	Buenaventura Urbana	217-BDB 227-BDB	El río Dagua permite el arrastre de nutrientes que desembocan en la bahía, por lo tanto, la zona presenta valores menores en las 3 configuraciones
	Buenaventura Afuera	069-BDB FRP FMB 003-BDB	Sicigia presenta mayores concentraciones, a diferencia de las otras dos configuraciones. Estoa presenta las configuraciones más bajas. Esto sucede debido a la descomposición de materia y el arrastre de estos contaminantes por el intercambio de las masas de agua
Alcalinidad	Buenaventura Afuera	132-BDB 113-BDB 069-BDB FRP FMB	Tienden a tener un comportamiento similar en las 3 configuraciones, sin embargo, en sicigia aumentan las concentraciones cuando llega al límite de la bahía externa, que colinda con el

		003-BDB	océano, mientras que en estoa disminuyen las concentraciones
Amonio	Buenaventura Urbana	217-BDB 227-BDB	En las 3 configuraciones, los valores altos están relacionados a la descomposición de materia orgánica presente en las descargas de vertimientos. Además, el río Dagua también disminuye las concentraciones
	Buenaventura Afuera	132-BDB 113-BDB 069-BDB FRP FMB 003-BDB	En sicigia las concentraciones menores pueden estar asociadas a una mayor actividad fotosintética o a procesos de nitrificación favorecidos por una mejor oxigenación del agua
Coliformes Totales	Buenaventura Urbana	200-BDB 213-BDB 217-BDB 227-BDB 211-BDB	En sicigia, las concentraciones de coliformes son mayores en el área donde se localizan las descargas, debido a un mayor intercambio o mezcla de aguas lo cual permite el arrastre de contaminantes. Por otro lado, en estoa los rangos de valores son mucho menores, ya que hay un menor intercambio de masas de agua, además, se puede estar presentando una mayor mortalidad de coliformes en este escenario

7.1 Recomendaciones Hidráulicas

Las recomendaciones hidráulicas buscan garantizar un funcionamiento eficiente del sistema de generación eléctrica, minimizando lo más posible sobre la dinámica natural del cuerpo de agua.

1. El diseño del sistema de compuertas y turbinas debe contemplar la manera para minimizar los cambios del movimiento natural del agua en el estuario, de forma que se mantenga lo mejor posible el comportamiento natural de las mareas, las corrientes y la mezcla de agua entre la superficie y el fondo.
2. Se debe realizar simulaciones hidrodinámicas y CFD con modelos tridimensionales, previamente en el área de estudio, con el fin de identificar zonas de sedimentación, erosión, cambios de salinidad y acumulación de descargas, lo que va a permitir conocer el comportamiento hidrodinámico para ajustar la infraestructura a estas condiciones.
3. Se debe evitar la posibilidad de que se generen estancamientos, pérdida de oxígeno y acumulación de nutrientes, los cuales favorecerían el proceso de eutrofización del cuerpo y cambios en su dinámica.
4. Evaluar la factibilidad de operar la presa en modo bidireccional, de manera que se aproveche la energía tanto en el flujo de marea entrante como saliente.

7.2 Recomendaciones Ambientales

Las recomendaciones ambientales tienen por objetivo proteger y preservar los recursos naturales, al igual que la biodiversidad del ecosistema marino.

5. Los materiales con los que se construya la presa y las turbinas deben ser de bajo impacto ecológico para que se integren con el ambiente. Materiales naturales como

restos leñosos o arrecifes de mariscos pueden promover la conservación de hábitats, ya que se mezclan con el entorno (Hooper & Austen, 2013).

6. Las construcciones de las presas deben permitir el paso de los peces y crustáceos marinos a través de la presa, por lo que es importante el desplazamiento río arriba y río abajo para mantener sus actividades. Esto puede lograrse mediante ventanas de paso, aliviaderos o bloques omitidos en la presa que faciliten la conexión (Hooper & Austen, 2013).
7. Es importante considerar que, debido a la presencia de hélices de las turbinas en este tipo de infraestructura, existe un alto riesgo de que los peces colisionen con ellas. Para reducir este impacto, se recomienda implementar barreras como mallas protectoras, cortinas de burbujas, luces intermitentes o señales sonoras. (Turnpenny et al., 2000; Adaptado de Hooper & Austen, 2013). Además, se sugiere incluir estructuras como aliviaderos ubicados por encima o por debajo de las compuertas, que permitan el libre paso de los peces y faciliten su desplazamiento (Schilt, 2007; Adaptado de Hooper & Austen, 2013).
8. Es esencial minimizar la generación de ruido submarino por las turbinas y generadores, ya que puede interferir con la orientación y patrones de comportamiento de diversas especies marinas. Es por esto por lo que se recomienda el uso de tecnologías de aislamiento acústico y sistemas de diseño que reduzcan vibraciones y propagación sonora en el agua.
9. Se recomienda realizar un inventario ecológico detallado del área de estudio para identificar especies clave (mamíferos marinos, aves y peces), así como zonas protegidas o ambientalmente sensibles.
10. Algunos estudios sugieren que la instalación de infraestructuras de energía mareomotriz puede traer beneficios ambientales colaterales, como la reducción de bacterias patógenas. Esto se debe a la mejora en la circulación del agua, disminución de la turbidez y mayor penetración de luz solar, lo que favorece la descomposición bacteriana (Ahmadian et al., 2010; Adaptado de Kadiri et al., 2012).
11. Se recomienda realizar monitoreos en distintas épocas del año (tanto en temporada seca como lluviosa), con el fin de evaluar las variaciones en parámetros de calidad del agua, biodiversidad y posibles cambios en la presencia de especies foráneas o invasoras (Tejada Vélez et al., 2003).
12. Actualmente la infraestructura para el tratamiento de aguas residuales presenta una cobertura limitada, por esta razón la mayoría de las aguas residuales se descargan sin un proceso adecuado de depuración (Buenaventuracomovamos, 2025). Se recomienda la realización de estudios técnicos orientados a la optimización y ampliación de la infraestructura existente, que permitan aumentar la cobertura de tratamiento de AR y reducir la carga contaminante que llega a la bahía.
13. Se recomienda fortalecer los procesos de educación y concientización ambiental en las comunidades asentadas en el área de influencia del estuario, promoviendo una adecuada gestión de residuos sólidos y vertimientos líquidos. Así mismo, la participación de jóvenes y comunidades educativas resulta clave para fomentar una cultura ambiental a temprana edad.

8 Conclusiones

Los resultados obtenidos en esta investigación permitieron evaluar con detalle los efectos que generaría la instalación de una planta mareomotriz tipo embalse en la bahía de Buenaventura, considerando tanto la hidrodinámica como la calidad del agua en un ecosistema estuarino.

Particularmente, el ecosistema estuarino que compone la bahía de Buenaventura se encuentra actualmente influenciada por descargas de origen doméstico provenientes de la urbanización de Buenaventura, reduciendo la calidad de las aguas de una forma alarmante, debido a que las descargas vierten de forma directa. Aunque existe infraestructura de tratamiento, la cobertura actual es mínima, por lo que la mayoría de las aguas residuales se descargan sin un proceso adecuado de depuración (buenaventuracomovamos, 2025). Esta situación ha deteriorado la calidad del agua de forma preocupante, con implicaciones directas sobre la salud pública, la pesca artesanal y la integridad del ecosistema costero. Los límites establecidos en la Resolución 0631 de 2015, como criterio de evaluación del impacto de vertimientos, sugiere que el estuario presenta signos de deterioro principalmente por contaminación orgánica y microbiológica.

En cuanto a los resultados de modelación las configuraciones con y sin diques no mostraron diferencias significativas. Esto se debe a que la ubicación de los diques no interrumpe de manera directa las principales corrientes de intercambio mareal, lo que permitió que la mezcla entre agua dulce y salada tenga una intensidad similar en ambas configuraciones. Como resultado, las variaciones de todos los parámetros evaluados no representan cambios sustanciales en la dinámica de la calidad del estuario. No obstante, se identificaron variaciones locales asociadas a la presencia de los diques, reflejada en la velocidad de corriente y una leve recuperación de oxígeno disuelto, así mismo, se observó una ligera reducción en acumulación de nutrientes. Sin embargo, los nitratos y ortofosfatos mantienen una tendencia a incrementar con el tiempo, lo que eleva el riesgo de procesos de eutrofización. De acuerdo con la Tabla 14, las estaciones más afectadas por los diferentes factores presentes en la bahía son las estaciones 213-BDB, 227-BDB, 217-BDB, 113-BDB y 069-BDB.

Por otro lado, según los reportes de INVEMAR, los parámetros que sugieren mayor observación para mejorar la calidad del agua son OD, DBO₅ y Coliformes totales, ya que presenta los valores más críticos para la mayoría de las estaciones de muestreo y puntos de descarga directos. Aunque la mayoría de las estaciones de muestreo y los puntos de descarga 2 y 7 se mantienen dentro de los rangos, las estaciones 217-BDB y 227-BDB y el punto de descarga 124 reportan los valores más altos, debido a las cercanías al área de mayor actividad humana, portuaria y comercial. Adicionalmente, se debe controlar la alta carga de nutrientes que, de no ser controlada, pueden generar y acelerar los procesos de eutrofización costera. Estos cambios podrían afectar negativamente los procesos ecológicos locales, incluyendo la migración de especies, la calidad del hábitat y la dinámica de los ciclos biogeoquímicos, con potenciales repercusiones en las comunidades que dependen de estos ecosistemas.

Por lo tanto, resulta de gran importancia que la comunidad se involucre y se generen estrategias de participación comunitaria e inclusión social para la implementación de este tipo de proyectos. Informar a las comunidades sobre los beneficios de la energía mareomotriz

como la generación de empleo para la comunidad y el acceso a energías limpias, esto podría generar aceptación por parte de los habitantes.

Finalmente, este estudio constituye un aporte técnico y científico para las etapas iniciales de planificación de proyectos de energía mareomotriz en Colombia. Se recomienda que futuros estudios incluyan la validación de datos tomados en campo, evaluaciones ecosistémicas que complementen los estudios y análisis socioeconómicos que permitan anticipar los impactos de estas tecnologías. Así mismo, se destaca la necesidad de establecer normativas ambientales específicas para esta tecnología en el país, con el fin de asegurar un desarrollo sostenible y con menor impacto ambiental.

9 Referencias

- Analquim LTDA. (2016). Informe de monitoreo de vertimientos del sistema de alcantarillado sanitario y fuentes receptoras de vertimientos del área urbana del municipio de Buenaventura, Valle del Cauca.
- Angeloudis, A., & Falconer, R. A. (2017). Sensitivity of tidal lagoon and barrage hydrodynamic impacts and energy outputs to operational characteristics. *Renewable Energy*, 114. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.08.033>
- Álvarez M., M. C., Bermúdez-Rivas, C., & Niño P., D. C. (2016). Caracterización de la geomorfología costera y sus coberturas vegetales asociadas, a través de sensores remotos en la bahía de Buenaventura, Valle del Cauca. *Boletín Científico CIOH*, 34. <https://doi.org/10.26640/22159045.426>
- Bae, Y. H., Kim, K. O., & Choi, B. H. (2010). Lake Sihwa tidal power plant project. *Ocean Engineering*, 37(5–6). <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2010.01.015>
- Bárcena, J.F. (2015). Desarrollo de una metodología para delimitar zonas de mezcla de vertidos industriales en estuarios. PhD thesis, University of Cantabria. <http://hdl.handle.net/10803/329011>
- Betancourt, J., Sánchez, J., Mejía-ladino, L., & Cantera, J. (2011). CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES DE BAHÍA MÁLAGA, PACÍFICO COLOMBIANO Quality of Superficial Waters in Bahía Málaga Colombian Pacific. In *Colomb* (Vol. 16). http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S012048X2011000200014#tabla4
- Boudreau, B. (1996). A method-of-lines code for carbon and nutrient diagenesis in aquatic sediments. *Computers and Geosciences* (22 (5): 479–496).
- Buenaventuracomovamos. (2025). Informe de Calidad de Vida 2023-2024. Número 5. <https://www.buenaventuracomovamos.org/informes-de-calidad-de-vida/>
- Burrows, R., Hedges, T. S., Chen, D. Y., Li, M., Najafian, G., Pan, S., Zhou, J. G., Walkington, I. A., Wolf, J., Holt, J., & Proctor, R. (2008). Tapping the Tidal Power Potential of the Eastern Irish Sea. In *The Severn Barrage and renewable energy in the estuary*. <https://doi.org/10.1680/tsbareite.42100.0009>
- Cifuentes Lemus, J. L., Torres García, M. del P., & Frías Mondragón, M. (2003). El océano y sus recursos. II. Las Ciencias Del Mar: Oceanografía Geológica y Oceanografía Química.
- Cifuentes-Osorio, G. R., Cárdenas-Talero, J. L., Lara-Mendoza, C. R., & Quibay-Unda, J. Á. (2022). *Estudio de las concentraciones de nitrógeno y fósforo en aguas del embalse de La Copa. Toca - Boyacá*. Facultad de Ciencias e Ingeniería, 4(2), 10–25. Universidad de Boyacá.

- Claros, J. A. (2012). Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. *Applied and Environmental Microbiology*. <http://hdl.handle.net/10251/17653>
- Charlier, R. H. (2007). Forty candles for the Rance River TPP tides provide renewable and sustainable power generation. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 11, Issue 9). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.03.015>
- Charlier, R. H., & Finkl, C. W. (2009). Ocean energy: Tide and tidal power. In *Ocean Energy: Tide and Tidal Power*. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-77932-2>
- Chen, Q., Wu, W., Blanckaert, K., Ma, J., & Huang, G. (2012). Optimization of water quality monitoring network in a large river by combining measurements, a numerical model and matter-element analyses. *Journal of Environmental Management*, 110. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.024>
- Copernicus Climate Change Service, Climate Data Store, (2023): ERA5 hourly data on single levels from 1940 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS), DOI: 10.24381/cds.adbb2d47 (Accessed on 28-11-2024)
- CVC, (2025). Portal Hidroclimatológico. DOI: <https://portal-hidroclimatologico.cvc.gov.co/>
- Deltares. (2014). 3D/2D modeling suite for integral water solutions: Hydro-Morphodynamics. *User Manual*.
- Deltares. (2020a). User Manual: Delft3D - Flow. *User Manual, Version*.
- Deltares. (2020b). User Manual: D-Water Quality - Process Library Description. Technical Reference Manual.
- Deltares. (2020c). User Manual: D-Water Quality – Water Quality Modelling. Using the mass balance facilities.
- Deltares. (2023). Water quality and aquatic ecology modeling suite D-Water Quality. *User Manual*.
- Department of Environment and Resource Management. (2011). Salinity Management handbook. Second edition. National Landcare Program.
- DiToro, D. (2001). Sediment Flux Modeling. Inc. Publication, New York.
- EBSCO. (2022). Ocean Tides Accessed: Oct 04, 2025. <https://www.ebsco.com/research-starters/oceanography/ocean-tides>
- Eddy, F. B. (2005). Ammonia in estuaries and effects on fish. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 67, Issue 6). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2005.00930.x>
- Fair, G., J. Geijer and Okun, D. (1968). Waste and Waste water engineering, Volume 2. John Wiley & Sons Inc, New York.
- Gameson, A. (1957). Weirs and Aeration of rivers. *Journal of the Institution of Water Engineers* (Vol. 6 (11): 477–4).
- Granado Domínguez, I. (2016). Modelado hidrodinámico y de la calidad en la bahía de Santander. In *Modelado hidrodinámico y de la calidad en la bahía de Santander*. <http://hdl.handle.net/10902/10073>
- Güiza Suárez, L., Rodas Monsalve, J. C., & Cifuentes Guerrero, J. A. (2019). Energías renovables no convencionales y cambio climático: un análisis para Colombia. In *Energías renovables no convencionales y cambio climático: un análisis para Colombia*. <https://doi.org/10.12804/tj9789587842791>
- Hooper, T., & Austen, M. (2013). Tidal barrages in the UK: Ecological and social impacts, potential mitigation, and tools to support barrage planning. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 23). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.001>
- IDEAM. (2023). República de Colombia - Promedio de Oxígeno Disuelto (POD) - (Hoja metodológica versión 1,2). In *Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible*. https://bart.ideam.gov.co/indiecosistemas/ind/agua/hm/HM_OD.pdf

- IIAP. (2015). Evaluación fisicoquímica y ecológica de aguas costeras en la bahía de Buenaventura como instrumento de análisis de los aportes contaminantes del río Dagua. Municipio de Buenaventura-Valle.
https://siatpc.co/documentos/avances/evaluacion_fisicoquimica_y_ecologica_de_aguas_costeras_en_la_bahia_de_buenaventura.pdf
- instrumentic. (2025). Energía mareomotriz - ¡Todo lo que necesitas saber! Accessed: Oct 04, 2025.
<https://instrumentic.info/es/energía/marea-de-conducción.html#gsc.tab=0>
- INVEMAR. (2022). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico Colombianos. Informe Técnico 2021. In *Serie de Publicaciones Periódicas del INVEMAR* (No. 4).
- INVEMAR. (2022a): Historia. DOI: <https://www.invemar.org.co/web/guest/historia> (Accessed on 28-11-2024)
- INVEMAR. (2022b): ¿Quiénes somos?. DOI: <https://www.invemar.org.co/web/guest/quienes-somos-> (Accessed on 28-11-2024)
- INVEMAR. (2025): Geovisor REDCAM. DOI: <https://siam.invemar.org.co/redcam-geovisor/> (Accessed on 02-08-2025)
- INVEMAR. (2022c). Informe REDCAM 2021. DOI: <https://www.invemar.org.co/documents/37438/75549/Informe+REDCAM+2021.pdf/f833fc29-4fec-a645-33e7-8271a7f22685?t=1670244377197>
- IRENA. (2014). Ocean Energy: Technology Readiness, Patents, Deployment Status and Outlook. *International Renewable Energy Agency IRENA, August*.
<https://www.irena.org/publications/2014/Aug/Ocean-Energy-Technologies-Patents-Deployment-Status-and-Outlook>
- IRENA & OEE. (2023). Scaling up investments in ocean energy technologies, International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi. https://mc-cd8320d4-36a1-40ac-83cc-3389-cdn-endpoint.azureedge.net//media/Files/IRENA/Agency/Publication/2023/Mar/IRENA_OEE_Scaling_up_investment_ocean_energy_2023.pdf?rev=8743c0e4f40f443fa8f4d1d0aebc1184
- Jodar, P. (2020). Diseño de una turbina para una central de energía mareomotriz.
<http://hdl.handle.net/2117/328658>
- Kadiri, M., Ahmadian, R., Bockelmann-Evans, B., Rauen, W., & Falconer, R. (2012). A review of the potential water quality impacts of tidal renewable energy systems. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 16, Issue 1).
- Kidd, I. M., Fischer, A., Chai, S., & Davis, J. A. (2015). A scenario-based approach to evaluating potential environmental impacts following a tidal barrage installation. *Ocean and Coastal Management*, 116. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.016>
- Krone, R. (1962). Flume studies of transport of sediment in estuarial shoaling processes (Final report). *Tech. rep., University of California*, Hydraulics Engineering and Sanitary Engineering Laboratory, Berkeley, USA.
- Mendes, J., Ruela, R., Picado, A., Pinheiro, J. P., Ribeiro, A. S., Pereira, H., & Dias, J. M. (2021). Modeling dynamic processes of mondego estuary and Óbidos lagoon using delft3D. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(1). <https://doi.org/10.3390/jmse9010091>
- Metcalf & Eddy B. Tchobanoglous G., B. F. L. (1998). Metcalf & Eddy Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. In *Angewandte Chemie International Edition*, 6(11), 951–952.
- Metcalf, W., & Eddy, C. (2014). Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, Fifth Edition. In *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, Fifth Edition*.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Resolución 0631 de 2015. 17 De Marzo.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). Decreto 703 de 2018. <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=85980>
- Ministerio de Minas y Energía. (2021). Transición energética: un legado para el presente y el futuro de Colombia. *Ministerio de Minas y Energía, Colombia Banco Interamericano de Desarrollo, BID*. https://www.minenergia.gov.co/documents/5856/TRANSICION_ENERGETICA_COLOMBIA_BID-MINENERGIA-2403.pdf
- Millero, F. (1995). Thermodynamics of the carbon dioxide system in the oceans. *Geoch. Et Cosmoch (Acta 59 (4): 661–677)*.
- Mills, L., Janeiro, J., Neves, A. A. S., & Martins, F. (2020). The impact of Sea level rise in the guadiana estuary. *Journal of Computational Science*, 44. <https://doi.org/10.1016/j.jocs.2020.101169>
- Moreno Garcia, H. E. (2016). Estudio de pre-factibilidad para generación de energía mareomotriz en la Costa Pacífica Colombiana. In Universidad de La Salle Ciencia Unilasalle (Vol. 0, Issue 0).
- Murillo, Y. y Vargas, L. (2021). Análisis temporal del comportamiento de la calidad fisicoquímica de la bahía de Buenaventura, Colombia. *Revista Bioetnia* (Vol. 18, Núm. 1). <https://doi.org/10.51641/bioetnia.v18i1>
- Neill, S. P., Angeloudis, A., Robins, P. E., Walkington, I., Ward, S. L., Masters, I., Lewis, M. J., Piano, M., Avdis, A., Piggott, M. D., Aggidis, G., Evans, P., Adcock, T. A. A., Židonis, A., Ahmadian, R., & Falconer, R. (2018). Tidal range energy resource and optimization – Past perspectives and future challenges. In *Renewable Energy* (Vol. 127). <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.05.007>
- Neto, P. B. L., Saavedra, O. R., Camelo, N. J., Ribeiro, L. A. d. S., & Ferreira, R. M. (2011). Exploring tidal energy for electricity generation: Basic issues and main trends. *Ingeniare*, 19(2). <https://doi.org/10.4067/s0718-33052011000200007>
- NOAA. (2025). Chapter 4 - Variations in the Range of the Tides: Tidal Inequalities Accessed: Oct 03, 2025. <https://tidesandcurrents.noaa.gov/restles4.html>
- Langston, W. J., Pope, N. D., Jonas, P. J. C., Nikitic, C., Field, M. D. R., Dowell, B., Shillabeer, N., Swarbrick, R. H., & Brown, A. R. (2010). Contaminants in fine sediments and their consequences for biota of the Severn Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 61(1–3), 68–82. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2009.12.014>
- Los libertadores. (2023). FULL investiga - Revista de Divulgación Científica, Tecnológica y Cultural. In Fundación Universitaria (Núm. 7).
- Luff, R. and Moll, A. (2004). Seasonal dynamics of the North Sea sediments using a threedimensional coupled sediment-water model system. *Continental Shelf Research* (24: 1099– 1127).
- OVACEN. (2025). Periódico de Noticias de eficiencia energética y arquitectura, “Energía mareomotriz: ¿Qué es, tipos y cómo funciona?” Accessed: Oct 04, 2025. <https://ovacen.com/energias-renovables/mareomotriz/>
- Parrado, D. & Rueda-Bayona, J. (2024). Three-Dimensional Hydrodynamic and CFD Modeling of a Tidal Barrage Power Plant without Sluicing in Buenaventura, Colombia. *Infrastructures* 9(8):1-14. <http://dx.doi.org/10.3390/infrastructures9080127>
- Partheniades, E. (1962). A study of erosion and deposition of cohesive soils in salt water. *Ph.D. thesis, University of California, Berkeley, USA*. 182 p.
- Petley, S., Starr, D., Parish, L., Underwood, Z., & Aggidis, G. A. (2019). Opportunities for tidal range projects beyond energy generation: Using Mersey barrage as a case study. *Frontiers of Architectural Research*, 8(4). <https://doi.org/10.1016/j.foar.2019.08.002>
- Prandle, D. (1984). Simple theory for designing tidal power schemes. *Advances in Water Resources*, 7(1). [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(84\)90026-5](https://doi.org/10.1016/0309-1708(84)90026-5)

- Prime, T., Wolf, J., Lyddon, C., Plater, A., Brown, J., Prime, T., Wolf, J., Lyddon, C., Plater, A., & Brown, J. (2017). The potential of tidal barrages and lagoons to manage future coastal flood risk. *EGUGA*, 19, 18785. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2017EGUGA..1918785P/abstract>
- Quesada, Z., Murillo, Y. y Vargas, L. (2014). Influencia de la marea y factores antropogénicos sobre la calidad fisicoquímica de aguas costeras en Nuquí, Chocó. *Revista Bioetnia* (Vol. 11, Núm. 17-24).
- Quintero Aguilar, G. E., & Rueda Bayona, J. G. (2021). Tidal Energy Potential in the Center Zone of the Colombian Pacific Coast. *INGE CUC*, 17(2). <https://doi.org/10.17981/ingecuc.17.2.2021.07>
- Quintero González, J. R. y Quintero González, L. E. (2015). Energía mareomotriz: potencial energético y medio ambiente. *Gestión y Ambiente*, 18(2), 121–134. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/46511>
- Ramírez-Moreno, G., & Vargas Porras, Lady. (2008). Relación entre las variables fisicoquímicas del agua y la dinámica sistémica del complejo cenagoso La Grande de Beté, Medio Atrato, Chocó, Colombia. *Revista Bioetnia*, 5(2). <https://doi.org/10.51641/bioetnia.v5i2.103>
- Ramos, V., Carballo, R., & Ringwood, J. v. (2019). Application of the actuator disc theory of Delft3D-FLOW to model far-field hydrodynamic impacts of tidal turbines. *Renewable Energy*, 139. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.02.094>
- Rourke, F. O., Boyle, F., & Reynolds, A. (2010). Tidal energy update 2009. In *Applied Energy* (Vol. 87, Issue 2). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.014>
- Rueda-Bayona, J. G., Horrillo-Caraballo, J., & Chaparro, T. R. (2020). Modelling of surface river plume using set-up and input data files of Delft-3D model. *Data in Brief*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105899>
- Rueda-Bayona, J. G., García Vélez, J. L., & Parrado-Vallejo, D. M. (2023). Effect of Sea Level Rise and Access Channel Deepening on Future Tidal Power Plants in Buenaventura Colombia. *Infrastructures*, 8(3). <https://doi.org/10.3390/infrastructures8030051>
- Santschi, P., Höhener, P., Benoit, G. and Ten Brink, M. (1990). Chemical processes at the sediment water-interface. *Mar. Chem* (30: 269–315).
- Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile. (2002). GLOSARIO DE MAREA Y CORRIENTES Accessed: Oct 03, 2025. <https://www.directemar.cl/directemar/site/docs/20180105/20180105123055/pub3013.pdf>
- SEVERN TIDAL POWER-SEA TOPIC PAPER Hydraulics and Geomorphology. (2010).
- Sharpley, a N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyon, J., Stevens, R., & Parry, R. (2003). Agricultural Phosphorus and Eutrophication Second Edition Agricultural Phosphorus and Eutrophication Second Edition. Environmental Protection, ARS-149 (September).
- Shiravani, G., Oberrecht, D., Roscher, L., Kernchen, S., Halbach, M., Gerriets, M., Scholz-Böttcher, B. M., Gerdts, G., Badewien, T. H., & Wurpts, A. (2023). Numerical modeling of microplastic interaction with fine sediment under estuarine conditions. *Water Research*, 231. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119564>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2021). Zonas no interconectadas – ZNI informe sectorial de la prestación del servicio de energía eléctrica 2021. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inlinefiles/informe_sectorial_zni_2021%20%281%29.pdf
- Stumm, W. and Morgan, J. (1981). Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural water. John Wiley & Sons, Inc.

- Sweers, H. (1976). A nomogram to estimate the heat exchange coefficient at the air-water interface as a function of windspeed and temperature; a critical survey of some literature. *Journal of Hydrology* (30).
- Metcalf & Eddy B. Tchobanoglous G., B. F. L. (1998). Metcalf & Eddy Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. In *Angewandte Chemie International Edition*, 6(11), 951–952.
- Mills, L., Janeiro, J., Neves, A. A. S., & Martins, F. (2020). The impact of Sea level rise in the guadiana estuary. *Journal of Computational Science*, 44. <https://doi.org/10.1016/j.jocs.2020.101169>
- Munar-Samboní, A. M., & Méndez-Pedroza, N. M. (2021). Modelación hidrodinámica y de calidad del agua en un ecosistema estuarino urbano con incidencia maregráfica y vertimientos de aguas residuales. *Entramado*, 17(1). <https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.1.7285>
- Tchobanoglous, G., L. Burton, F., & Stensel, D. H. (2014). Metcalf & Eddy : Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. In McGraw Hill Companies, Inc. (Issue 7).
- Tejada Vélez, C. E., Otero Díaz, L. J., Castro Suárez, L. Á., & Afanador Franco, F. (2003). Aportes al entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos. In *Aportes al entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos*. <https://doi.org/10.26640/9583352225.2003>
- Tideschart. (2025, mayo 6). Tabla de mareas de Buenaventura hoy. <https://es.tideschart.com/Colombia/Valle-del-Cauca/Buenaventura/>
- Truesdale, G., Downing, A and Lowden, G. (1955). The solubility of oxygen in pure water and seawater. *J. Appl. Chem* 5: 53.
- VADEMECUM REMER. (2025). Las mareas Accessed: Oct 03, 2025. <https://08pc10.es/08vdmr/vdmr08/vdm007.htm>
- Vallecaucana de Aguas S.A. E.S.P. (2024). Plan departamental para el manejo empresarial de los servicios de agua y saneamiento del Valle del Cauca – PDA. https://sinas.minvivienda.gov.co/SINAS/CarguePDA/ArchivosCarguePeriodico/20240508070_2_2_ges.Valle%20Del%20Cauca_informe_bimestre_2.pdf
- Vásquez, D., Molina, A., & Duque, G. (2021). Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1). <http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin/article/view/1021>
- Wang, Y. and Cappellen, P. (1996). A multicomponent reactive transport model of early diagenesis: Application to redox cycling in coastal marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* (60 16: 2993–3014).
- Waldman, S., Bastón, S., Nemalidine, R., Chatzirodou, A., Venugopal, V., & Side, J. (2017). Implementation of tidal turbines in MIKE 3 and Delft3D models of Pentland Firth & Orkney Waters. *Ocean and Coastal Management*, 147. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.04.015>
- Weiss, R. (1970). The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. *Deep Sea Research* 17: 721–735.
- Weiss, R. (1974). Carbon dioxide in water and seawater. *Marine chemistry* (2(3): 203–216).
- Webb, P. (2017). Introduction to Oceanography: Estuaries. Creative Commons Attribution 4.0 International License.
- Wijsman, J., Herman, P., Middelburg, P. and Soetaert, K. (2001). A model for early diagenetic processes in sediments of the continental shelf of the Black Sea. *Est. Coast. Shelf Sci* (54: 403–421).

WL | Delft Hydraulics. (1978). Natural reaeration of surface water by the wind. Tech. Rep. R1318-II, WL | Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands. Report on literature study (in Dutch; J.A. van Pagee).

10 Anexo

10.1 Anexo1: Resultado de calibración

Con base en estos resultados, se realizó una comparación detallada entre los valores simulados y los registros de la red REDCAM, con el propósito de evaluar la capacidad del modelo para reproducir adecuadamente las condiciones observadas en la bahía.

El valor promedio de caja se empleó como representativo del modelo numérico, el cual fue comparado con los valores promedios anuales reportados por INVEMAR a través de la plataforma del sistema REDCAM (Ver Tabla 12. Comparación entre valores de Temperatura reportados en REDCAM y valores del modelo - *Tabla 16*. Comparación entre valores de Coliformes Totales reportados en REDCAM y valores del modelo). Los datos proporcionados son registros anuales de monitoreo de calidad del agua en la Bahía de Buenaventura, por lo tanto, se seleccionaron los datos correspondientes al año 2021. A partir de la diferencia absoluta y el error relativo calculado, se evalúa el grado de aproximación del modelo respecto a las mediciones *in situ*.

En la Tabla 12, el error relativo presentado para la comparación entre los valores de temperatura simulados por el modelo y el promedio reportado por REDCAM indican valores inferiores al 11% en la mayoría de las estaciones. Sin embargo, la estación Frente a Río Potedo reporta un error del 27%, este valor corresponde a un sector influenciado por aportes fluviales presentado por INVEMAR (22 °C). En contraste, el modelo representa condiciones del cuerpo principal de la bahía, con una temperatura promedio de 27.2 °C.

Tabla 12. Comparación entre valores de Temperatura reportados en REDCAM y valores del modelo

ESTACIÓN	AÑO	VARIABLE	UNIDADES	PROM REDCAM	MODELO	DIFERENCIA	ERROR RELATIVO
200-BDB	2021	TEM	°C	27.6	27.33	0.27	1%
213-BDB	2021	TEM	°C	28.1	27.27	0.83	3%
217-BDB	2021	TEM	°C	27.7	27.12	0.58	2%
227-BDB	2021	TEM	°C	28	27.2	0.8	3%
190-BDB	2021	TEM	°C	28.2	27.35	0.85	3%
211-BDB	2021	TEM	°C	28	27.23	0.77	3%
178-BDB	2021	TEM	°C	28.3	27.36	0.94	3%
132-BDB	2021	TEM	°C	28.3	27.37	0.93	3%
113-BDB	2021	TEM	°C	27.9	27.45	0.45	2%
069-BDB	2021	TEM	°C	27.9	27.69	0.21	1%
Frente a Río Potedo	2021	TEM	°C	22	27.9	-5.9	27%
Frente al muelle - Bocana	2021	TEM	°C	25.2	28.05	-2.85	11%
003-BDB	2021	TEM	°C	27.6	28.16	-0.56	2%

En la Tabla 13, se observa que el error relativo del OD se encuentra por debajo del 20% en la mayoría de las estaciones. Sin embargo, la estación 200-BDB alcanza un error del 31%, posiblemente asociado a procesos de mezcla que conlleva a una mejor oxigenación en ese punto. Por otro lado, la estación 190-BDB es una de las más cercanas al sector comercial y portuario de la ciudad y a los vertimientos directos, presenta concentraciones menores de OD, lo cual coincide una influencia antrópica del sector.

Tabla 13. Comparación entre valores de OD reportados en REDCAM y valores del modelo

ESTACIÓN	AÑO	VARIABLE	UNIDADES	PROM REDCAM	MODELO	DIFERENCIA	ERROR RELATIVO
200-BDB	2021	OD	gO2/m3	5.16	6.75	-1.59	31%
213-BDB	2021	OD	gO2/m3	4.96	5.25	-0.29	6%
217-BDB	2021	OD	gO2/m3	4.16	4.41	-0.25	6%
227-BDB	2021	OD	gO2/m3	4.11	3.94	0.17	4%
190-BDB	2021	OD	gO2/m3	5.27	3.86	1.41	27%
211-BDB	2021	OD	gO2/m3	4.41	4.47	-0.06	1%
178-BDB	2021	OD	gO2/m3	4.82	3.87	0.95	20%
132-BDB	2021	OD	gO2/m3	4.98	5.38	-0.4	8%
113-BDB	2021	OD	gO2/m3	5.01	4.31	0.7	14%
069-BDB	2021	OD	gO2/m3	5.26	4.42	0.84	16%
Frente a Río Potedo	2021	OD	gO2/m3	5.86	6.61	-0.75	13%
Frente al muelle - Bocana	2021	OD	gO2/m3	5.6	5.35	0.25	4%
003-BBDB	2021	OD	gO2/m3	5.78	6.33	-0.55	10%

La Tabla 14 se observan varias estaciones con errores relativos superiores al 30%. La estación 227-BDB presenta un valor del 36% debido a la influencia directa del punto de descarga 124 con una alta carga orgánica. Por su parte, la estación 211-BDB se ubica alrededor del área urbana, donde el intercambio con las aguas interiores es menor, por ello, REDCAM reporta un valor más alto, haciendo referencia a una retención de carga orgánica en el área. En el caso de la 178-BDB, aunque REDCAM reporta una concentración baja de DBO₅, el modelo parte de una condición inicial de la bahía de 1.7 gO/m³, esto puede generar una sobreestimación del valor simulado en esa estación.

Tabla 14. Comparación entre valores de DBO₅ reportados en REDCAM y valores del modelo

ESTACIÓN	AÑO	VARIABLE	UNIDADES	PROM REDCAM	MODELO	DIFERENCIA	ERROR RELATIVO
200-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.4	1.15	0.25	18%
213-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.6	1.15	0.45	28%
217-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.71	1.27	0.44	26%
227-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.83	1.17	0.66	36%
190-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.23	1.19	0.04	3%
211-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.64	1.14	0.5	30%
178-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	0.89	1.19	-0.3	34%
132-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.27	1.17	0.1	8%
113-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.16	1.22	-0.06	5%
069-BDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.1	1.34	-0.24	22%
Frente a Río Potedo	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.79	1.42	0.37	21%
Frente al muelle - Bocana	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.28	1.53	-0.25	20%
003-BBDB	2021	DBO ₅	gO2/m3	1.3	1.6	-0.3	23%

En la Tabla 15 se observa que el sector externo de la bahía de Buenaventura registra los errores relativos más altos. En la estación 113-BDB, el informe de REDCAM reporta una concentración menor, mientras que el modelo muestra una tendencia al aumento de nutrientes. Por su parte, la estación 069-BDB y la estación 003-BDB ubicadas más próximas al océano, presentan mayores concentraciones simuladas, lo cual podría estar relacionado con el intercambio de aguas marinas que aportan cargas de nutrientes. Finalmente, la estación Frente a Río Potedo presenta un valor del 84%, asociado a la incertidumbre en el valor reportado por REDCAM. Cabe resaltar que la información disponible del río Potedo es limitada, ya que no se dispone de registros hidrológicos en las bases de datos consultadas

Tabla 15. Comparación entre valores de NO₃ reportados en REDCAM y valores del modelo

ESTACIÓN	AÑO	VARIABLE	UNIDADES	PROM REDCAM	MODELO	DIFERENCIA	ERROR RELATIVO
200-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	1.08	1.01	0.07	6%
213-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	1.09	0.97	0.12	11%
217-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	1.08	1.29	-0.21	19%
227-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	0.81	1.01	-0.201	25%
190-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	1.2	1.02	0.18	15%
211-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	1.01	0.93	0.08	8%
178-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	0.985	1.03	-0.045	5%
132-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	0.972	1.04	-0.068	7%
113-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	0.777	1.1	-0.323	42%
069-BDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	0.791	1.27	-0.479	61%
Frente a Río Potedo	2021	N-NO ₃	gN/m3	0.8	1.47	-0.67	84%
Frente al muelle - Bocana	2021	N-NO ₃	gN/m3	1.58	1.58	0	0%
003-BBDB	2021	N-NO ₃	gN/m3	1.1	1.68	-0.58	53%

En la tabla 16, todas las estaciones, con excepción de la estación Frente a Río Potedo, presentan errores relativos superiores al 50%. Este parámetro resulta particularmente complejo de calibrar debido a los valores tan altos de coliformes totales que reporta el informe de REDCAM. Esta diferencia puede deberse a la alta variabilidad espacial y temporal de este tipo de microorganismos, el cual está influenciada por factores como los aportes intermitentes de ARD. Además, los valores de REDCAM podrían estar reflejando eventos puntuales de contaminación en los diferentes sectores de la bahía.

Tabla 16. Comparación entre valores de Coliformes Totales reportados en REDCAM y valores del modelo

ESTACIÓN	AÑO	VARIABLE	UNIDADES	PROM REDCAM	MODELO	DIFERENCIA	ERROR RELATIVO
200-BDB	2021	CT	MPN/m3	9300000	2800400	6499600	70%
213-BDB	2021	CT	MPN/m3	500000000	3160000	496840000	99%
217-BDB	2021	CT	MPN/m3	9300000	2925600	6374400	69%
227-BDB	2021	CT	MPN/m3	240000000	3626000	236374000	98%
190-BDB	2021	CT	MPN/m3	24000000	3816000	20184000	84%
211-BDB	2021	CT	MPN/m3	93000000	3438000	89562000	96%
178-BDB	2021	CT	MPN/m3	93000000	3776000	89224000	96%
132-BDB	2021	CT	MPN/m3	24000000	3052000	20948000	87%
113-BDB	2021	CT	MPN/m3	23000000	3192000	19808000	86%
069-BDB	2021	CT	MPN/m3	23000000	3064000	19936000	87%
Frente a Río Potedo	2021	CT	MPN/m3	2300000	1940000	360000	16%
Frente al muelle - Bocana	2021	CT	MPN/m3	4300000	1754000	2546000	59%

003-BBDB	2021	CT	MPN/m3	43000000	1372000	41628000	97%
----------	------	----	--------	----------	---------	----------	-----

A continuación, se presentan los resultados estadísticos de cada parámetro del caso 10 que fue seleccionado para identificar los parámetros iniciales del modelo DELWAQ (Ver *Tabla 7*. Configuración de las condiciones iniciales del modelo de la Bahía de Buenaventura en el módulo Delwaq). En la Figura 54 y 55 se observa que las estaciones de Buenaventura Urbana se encuentran por debajo de los 28°C, mientras que las estaciones ubicadas en Buenaventura Afuera superan los 28°C hasta los 28.56°C.

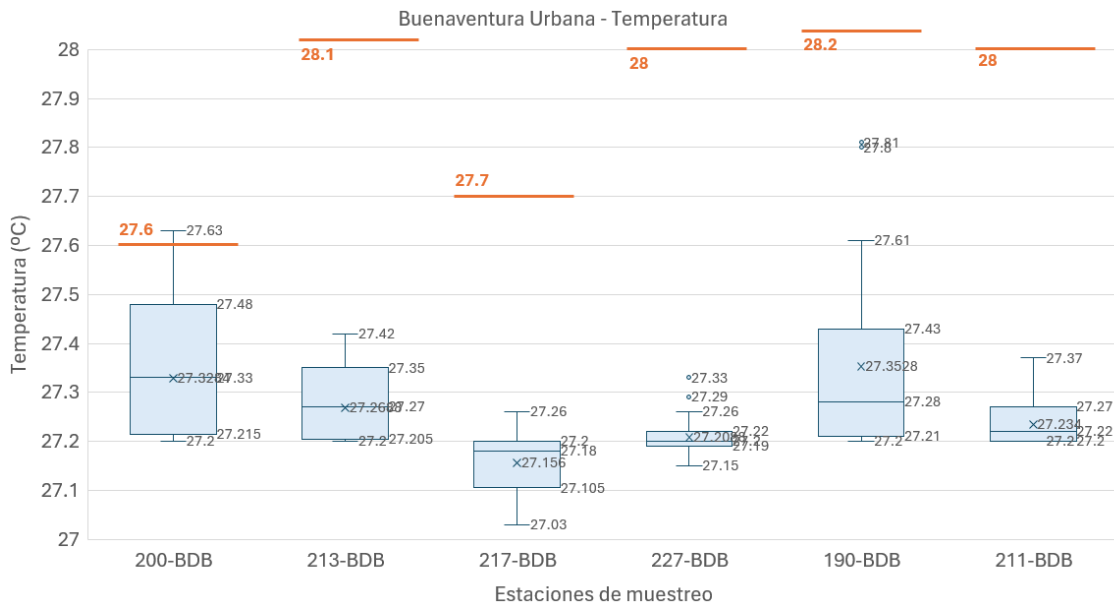


Figura 54. Distribución de la Temperatura simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

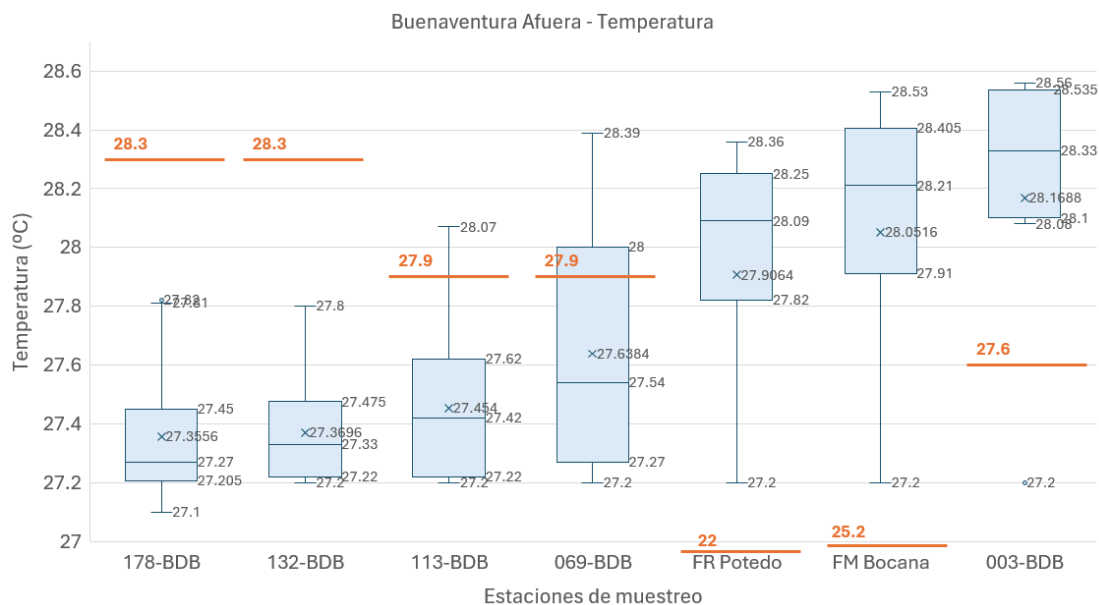


Figura 55. Distribución de la Temperatura simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

En las Figuras 56 se observa la distribución del oxígeno disuelto (OD) en las estaciones ubicadas en el sector urbano de la Bahía de Buenaventura. Las estaciones más críticas

corresponden a la 217-BDB, 227-BDB y 190-BDB, presentan valores de OD de 3.75-5.18 gO₂/m³, 3.63-4.31 gO₂/m³ y 3.6-4.34 gO₂/m³ respectivamente, evidenciando baja recuperación de oxígeno disuelto, lo cual puede atribuirse a las cercanías de las estaciones con los puntos de descarga directos.

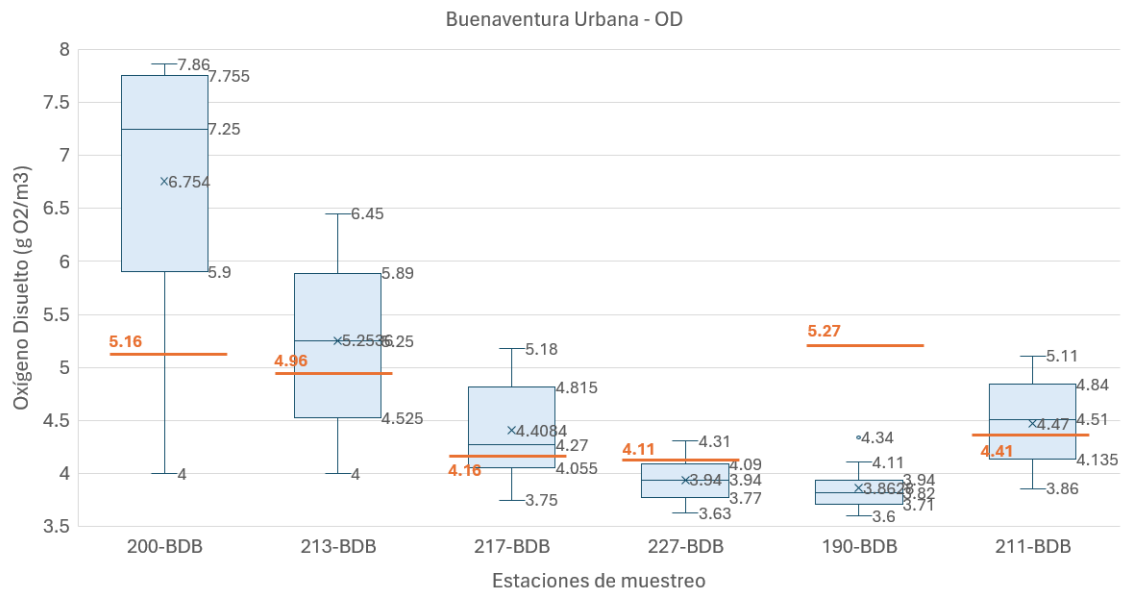


Figura 56. Distribución del oxígeno disuelto (OD) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

Por otro lado, en la Figura 57 se presentan las estaciones correspondientes al sector externo o marítimo de la bahía. Las estaciones más críticas corresponden a la 178-BDB, 11-BDB y 069-BDB. Sin embargo, las estaciones ubicadas en la zona más externa de la bahía (FR Potodo, F.M Bocana y 003-BDB) presentan rango más elevado de OD, lo que sugiere una mayor capacidad de renovación y mezcla con aguas oceánicas, favoreciendo la oxigenación.

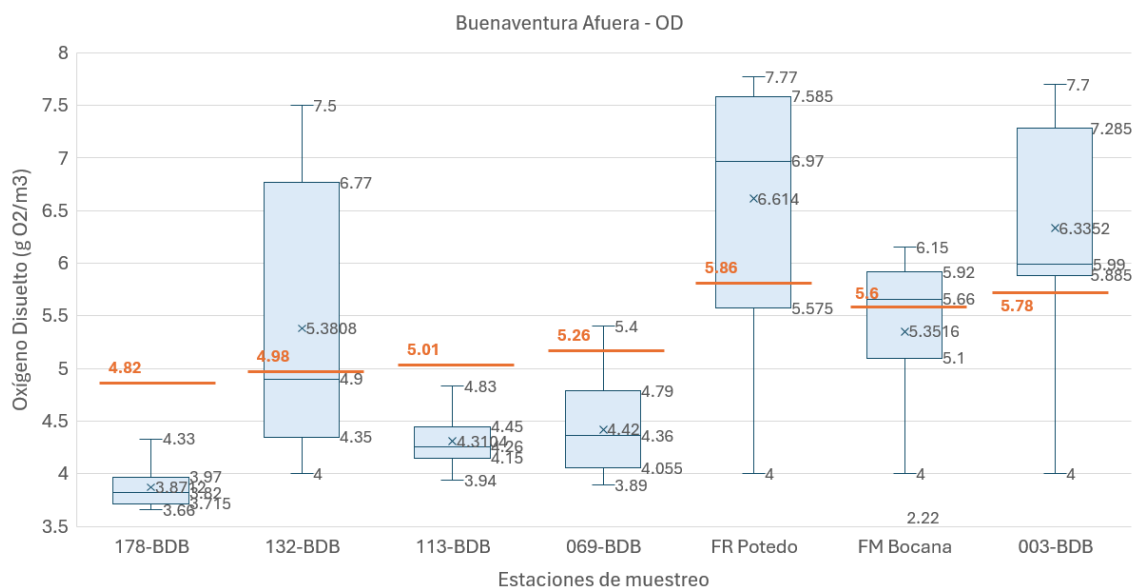


Figura 57. Distribución del oxígeno disuelto (OD) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

En la Figura 58 y 59 se observan los rangos de DBO₅ de las estaciones para ambos sectores. En el sector urbano, las concentraciones promedio de DBO₅ se mantienen entre 1.1 y 1.3 gO₂/m³. En el sector externo de la Bahía la concentración promedio se encuentra entre 1.17 y 1.61 gO₂/m³, esto podría estar influenciado a la presencia de corrientes y marea que generan mayor variabilidad espacial entre estaciones, siendo producto del intercambio entre las aguas de la bahía y el océano.

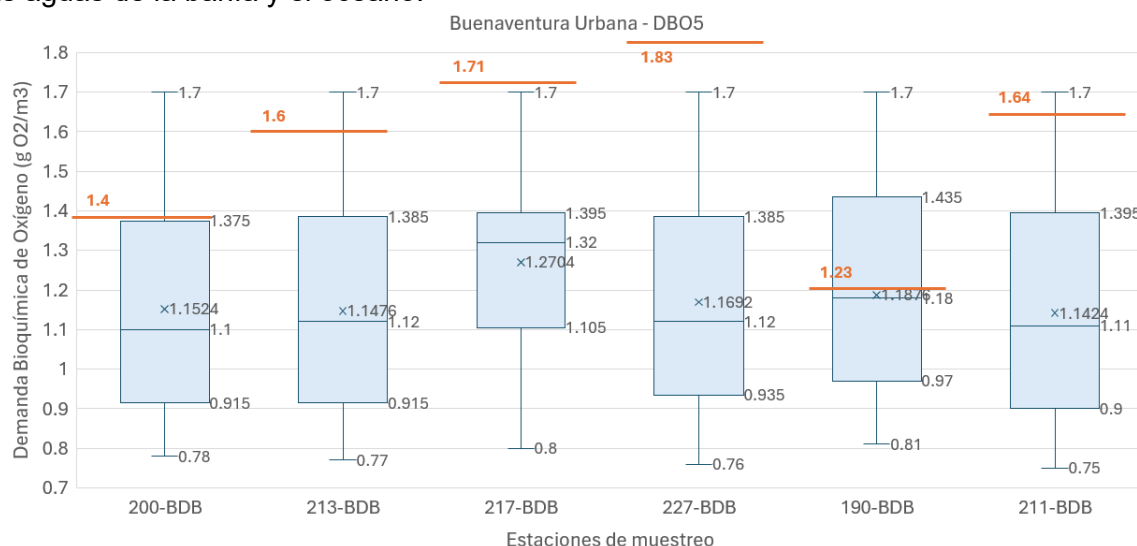


Figura 58. Distribución de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

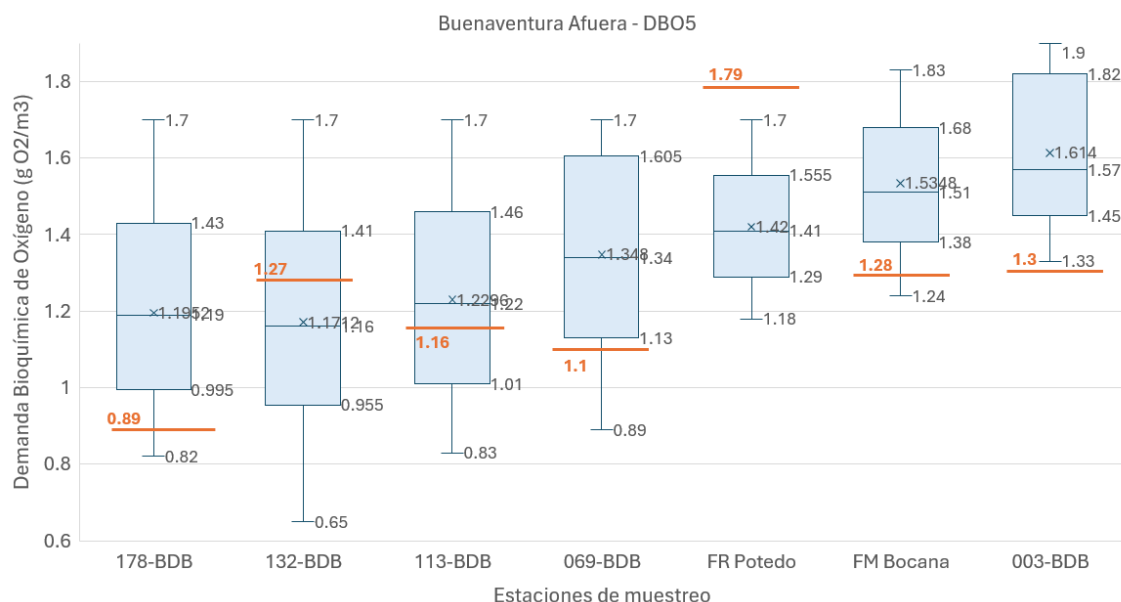


Figura 59. Distribución de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

En la Figura 60 y 61, se observan las concentraciones de Nitrato para el sector interno y externo de la bahía. Las concentraciones de las estaciones en la Figura 56 se mantienen constantes, a excepción de la estación 217-BDB debido a la presencia de los vertimientos domésticos que afectan directamente la estación. Por otro lado, las estaciones de la Figura 61 tienden a tener mayores concentraciones a medida que se aproximan a mar abierto debido al intercambio de agua oceánicas con el estuario.

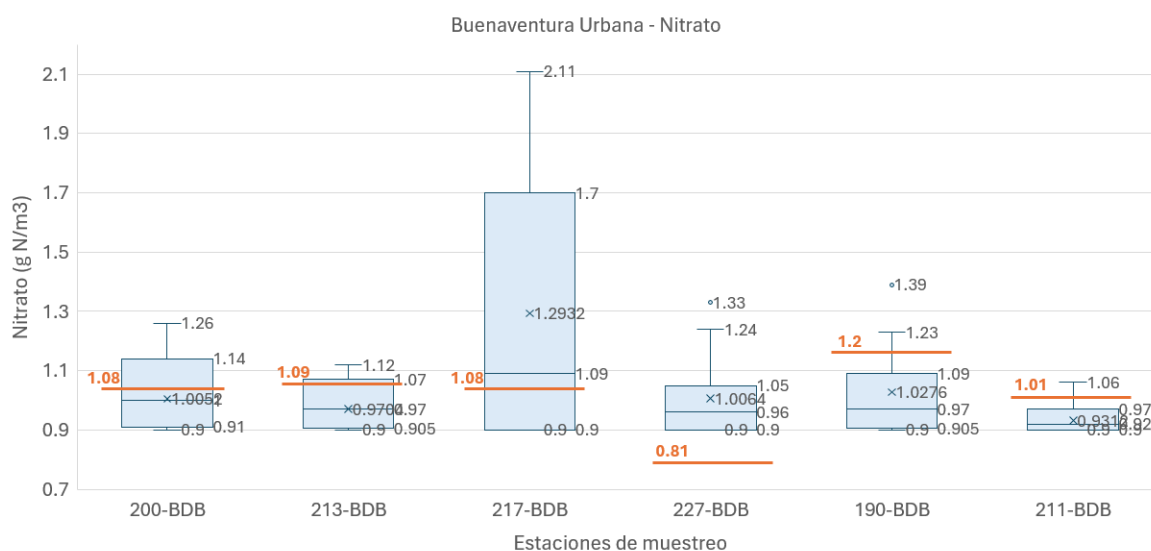


Figura 60. Distribución del Nitrato Oxígeno (NO_3) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones urbanas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

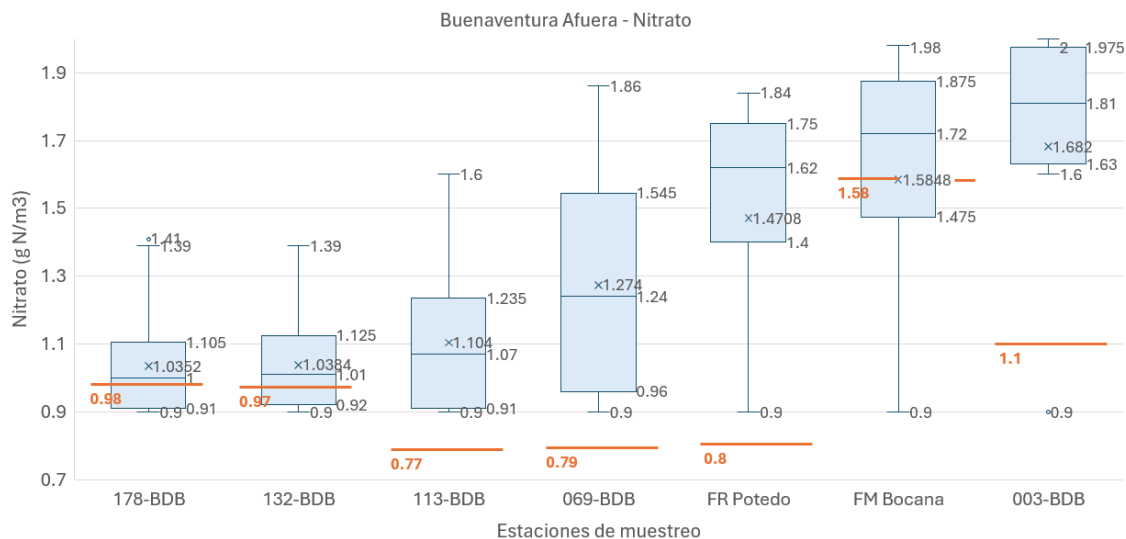


Figura 61. Distribución del Nitrato Oxígeno (NO_3) simulado por el modelo Delft3D-WAQ en las estaciones externas de la Bahía de Buenaventura. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

Por último, las Figuras 62 y 63 presentan las concentraciones de coliformes totales para el sector urbano y el sector externo de la bahía. Este parámetro reporta concentraciones altas y constantes que sugieren un riesgo sanitario.

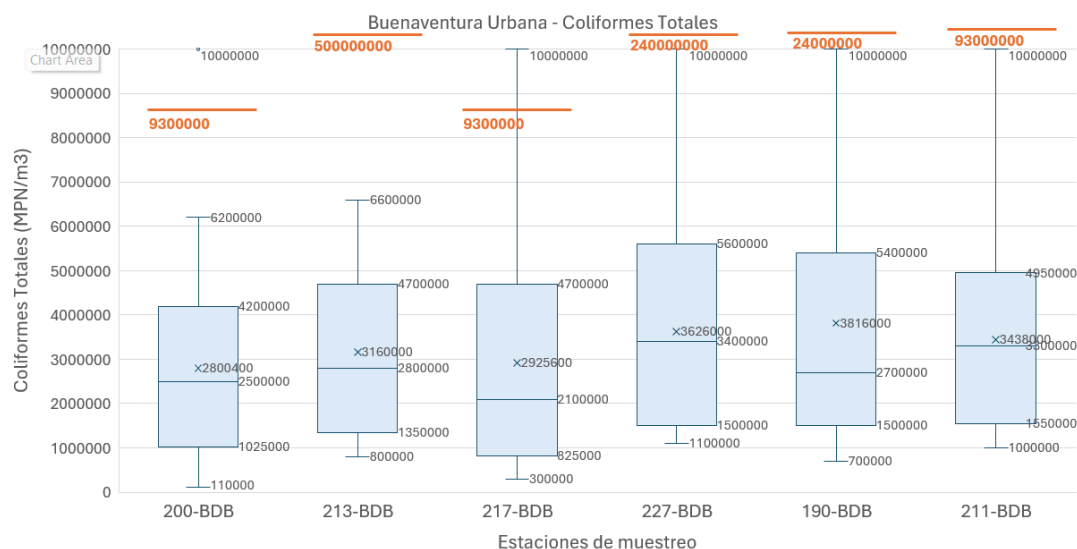


Figura 62. Comparación de Coliformes Totales entre el modelo y los valores reportados por REDCAM. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

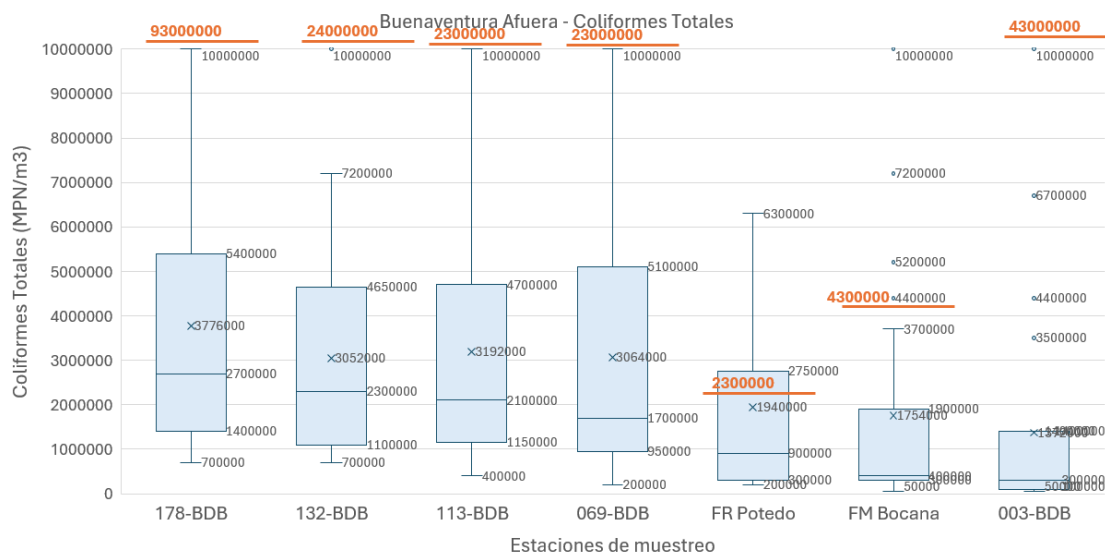


Figura 63. Comparación de Coliformes Totales entre el modelo y los valores reportados por REDCAM. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021. Línea naranja indica el promedio REDCAM 2021

Nota: Los promedios de coliformes totales reportados por la REDCAM que superan los 10^7 MPN/m³ se representan en la parte superior del gráfico, fuera del rango de valores del modelo.

A continuación, se presentan una serie de figuras donde se observa gráficamente el error relativo de los parámetros calibrados (Ver Figura 64. Error relativo de la Temperatura de las estaciones en la bahía de Buenaventura a Figura 68. Error relativo de Coliformes Totales de las estaciones en la bahía de Buenaventura).

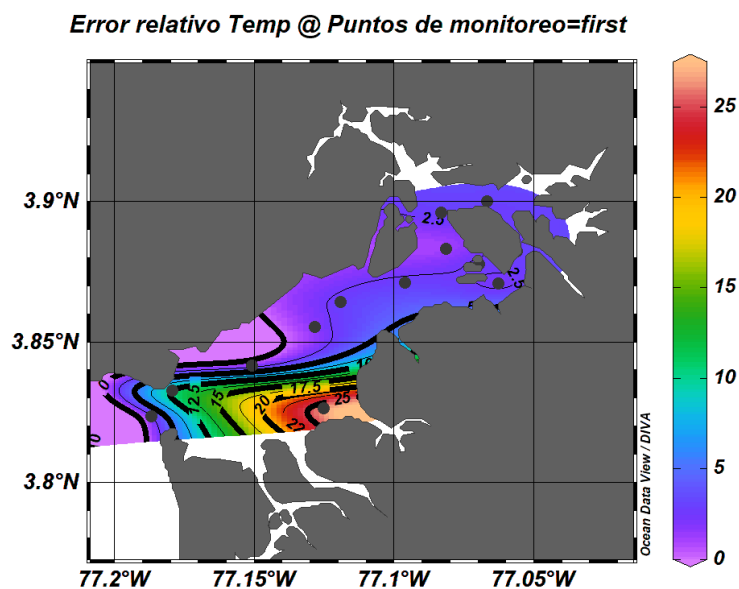


Figura 64. Error relativo de la Temperatura de las estaciones en la bahía de Buenaventura

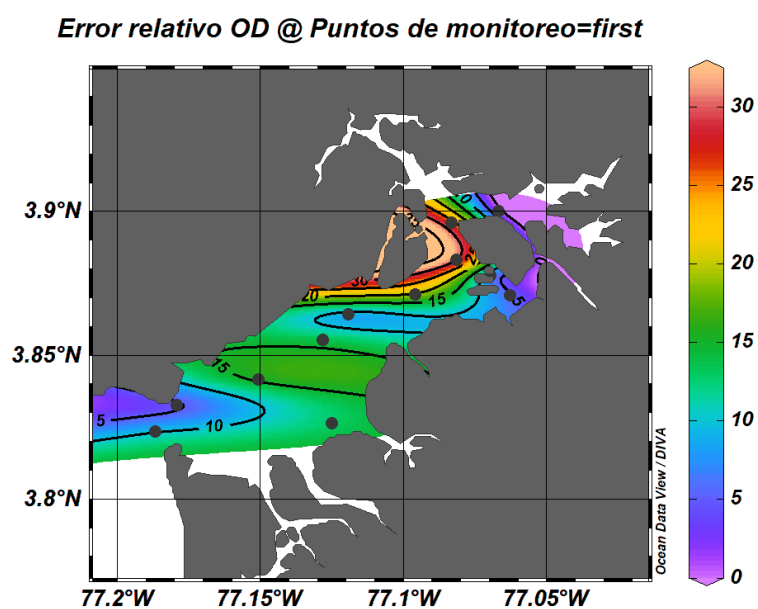


Figura 65. Error relativo del OD de las estaciones en la bahía de Buenaventura

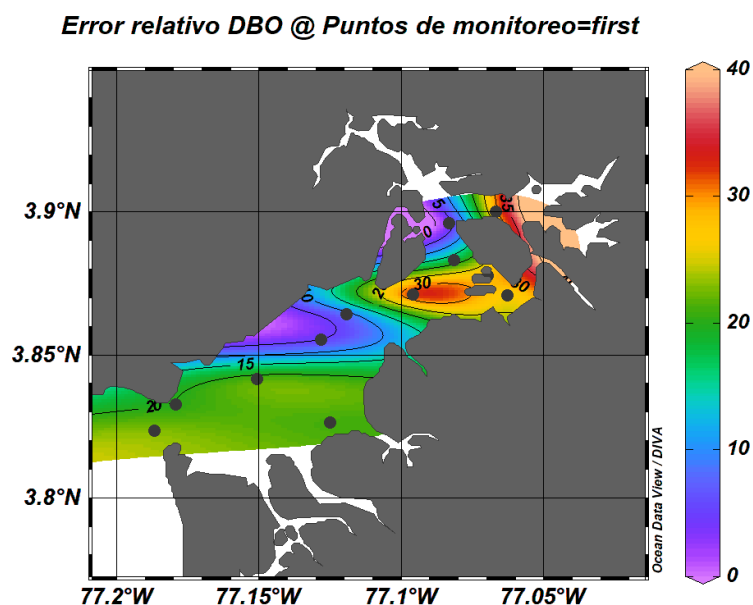


Figura 66. Error relativo de la DBO5 de las estaciones en la bahía de Buenaventura

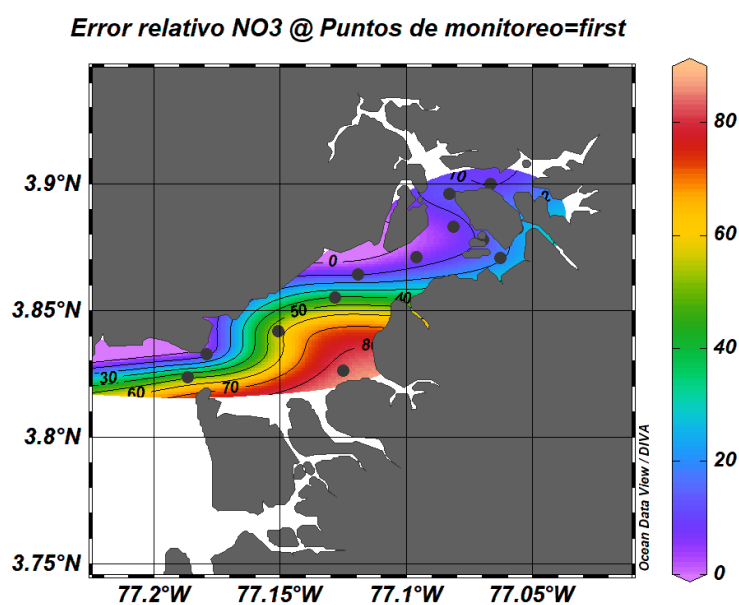


Figura 67. Error relativo del NO3 de las estaciones en la bahía de Buenaventura

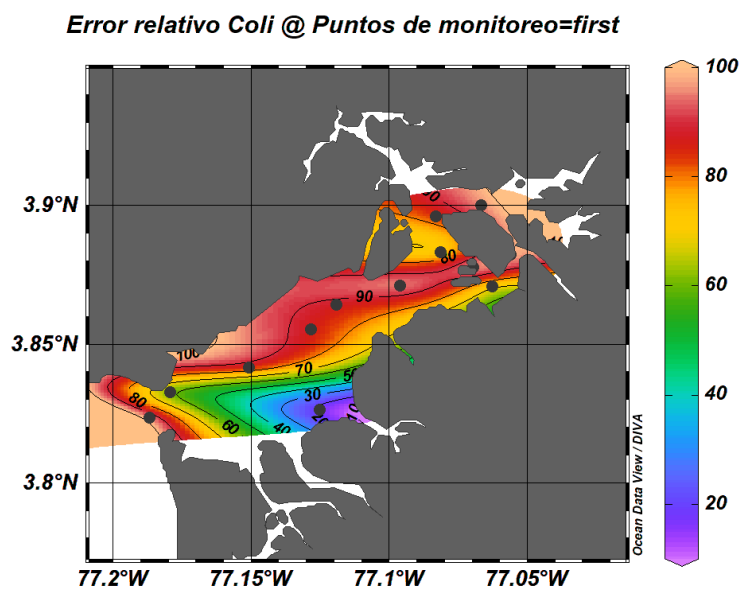


Figura 68. Error relativo de Coliformes Totales de las estaciones en la bahía de Buenaventura