

**MODELACIÓN DE TRANSPORTE DE NUTRIENTES PARA EL ANÁLISIS
DEL ESTADO TRÓFICO DE LA CIÉNAGA DE BETANCÍ**



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Autores:

JESÚS MIGUEL GARCÍA GALLEGO

JAVIER SALCEDO SALGADO

**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
MONTERÍA, COLOMBIA**

2020

**MODELACIÓN DE TRANSPORTE DE NUTRIENTES PARA EL ANÁLISIS
DEL ESTADO TRÓFICO DE LA CIÉNAGA DE BETANCÍ**



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Autores:

JESÚS MIGUEL GARCÍA GALLEGO

JAVIER SALCEDO SALGADO

**Trabajo de grado presentado, en la modalidad de Trabajo de Investigación y/o
extensión, como parte de los requisitos para optar al Título de Ingeniero
Ambiental.**

Director:

FRANKLIN MANUEL TORRES BEJARANO, PhD.

**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
MONTERÍA, COLOMBIA**

2020

La responsabilidad ética, legal y científica de las ideas, conceptos y resultados del proyecto, serán responsabilidad de los autores.

Artículo 61, acuerdo N° 093 del 26 de noviembre de 2002 del Consejo Superior.

Nota de aceptación

Firma del jurado

Firma del jurado

Este trabajo está dedicado a la cultura precolombina Zenú, quienes habitaron este fértil valle y dieron el nombre a la ciénaga, en su lengua guajiba, de Betancí, término que etimológicamente se deriva en “Betá: pez” y “Ncí: lugar que huele”; «lugar que huele a pez», dando como referencia uno de los tantos servicios ecosistémicos que presta el humedal. Esto sin contar el sofisticado diseño del sistema hidráulico de canales de drenaje que les permitía controlar las inundaciones y adecuar extensas zonas para las viviendas y los cultivos, lo que hacía que vivieran en armonía con el medio ambiente. Tal vez, si miramos un poco atrás y aprendemos de nuestros ancestros podremos vivir sosteniblemente con “Pachamama”, cosa que nos urge como especie, teniendo en cuenta que, recordando el ayer, podemos hacer un buen mañana.

Agradecimientos:

A Dios todopoderoso, por acompañarnos en cada momento de nuestras vidas, guiar nuestros pasos y proporcionarnos sabiduría suficiente durante el desarrollo de nuestro trabajo de grado.

Al profesor Franklin Torres Bejarano, por ser nuestro tutor y compañero durante todo el proceso, su dedicación al trabajo, y, sobre todo, por su invaluable aporte a nuestras vidas personales y profesionales.

Al profesor Gabriel Campo Daza, por su valioso acompañamiento y apoyo durante las salidas de campo y todo el proceso.

Al profesor Basilio Díaz, por su colaboración incondicional durante los procedimientos realizados en el laboratorio y sus conocimientos aportados.

A la profesora Diana Herazo Cárdenas y al Laboratorio de Sanidad Acuícola y Calidad del Agua de la Universidad de Córdoba por su incalculable ayuda en la determinación de Clorofila-a en el agua y su disposición de colaboración constante.

A los desarrolladores del software MOHID Studio y trabajadores de la empresa portuguesa ACTION Modulers, Consulting and Technology, Lda., Luis Fernandes, David Brito, Joao Sobrinho y Frank Braunschweig, por su apoyo incondicional en la otorgación de la licencia académica y aspectos técnicos relacionados durante el desarrollo de la fase de modelación numérica.

Al Laboratorio de Aguas de la Universidad de Córdoba, por sus servicios de análisis de muestras y su apoyo durante esta fase.

Al Laboratorio Integrado de Ingeniería Ambiental, por su apoyo en el préstamo de equipos y materiales y el desarrollo de prácticas concernientes al trabajo de grado.

Al Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba, por su colaboración en el préstamo del sonicador durante el desarrollo de la determinación de Clorofila-a.

Al profesor Teobaldis Mercado Fernández, por el préstamo de equipos y la proporción de bibliografía de suma importancia para el desarrollo del trabajo.

A nuestros amigos del grupo de Modelación del Recurso Hídrico, María Camila, Melanie, Gaby, Juan y Luís, por su apoyo técnico, moral y emocional durante todo el proceso.

A nuestros amigos del grupo “Nojotros y Estrellitas” por su acompañamiento, interés y apoyo emocional en esta etapa de nuestras vidas.

A nuestro amigo César Padilla, por su invaluable colaboración durante la fase de campo y su apoyo durante el procedimiento.

A los profesores y funcionarios del departamento de Ingeniería Ambiental, por siempre estar dispuestos a apoyarnos en nuestro trabajo y proporcionarnos los conocimientos integrales necesarios para el desarrollo de este.

A la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge – CVS, por proporcionarnos bibliografía exclusiva de suma importancia para la realización del proyecto.

A nuestros padres, hermanos, familia y amigos por enseñarnos a tener fe en nosotros mismos, a no rendirnos y por apoyarnos incondicionalmente durante esta etapa de nuestra vida personal y profesional.

| TABLA DE CONTENIDO | Pág. |
|--|-------------|
| RESUMEN | xiii |
| ABSTRACT | xiv |
| 1. INTRODUCCIÓN | 15 |
| 2. REVISIÓN DE LA LITERATURA | 17 |
| 2.1. ANTECEDENTES | 17 |
| 2.2. MARCO TEÓRICO | 19 |
| 2.2.1. Eutrofización | 19 |
| 2.2.2. Categorías tróficas | 19 |
| 2.2.3. Índice de Estado Trófico | 20 |
| 2.2.4. Nitrógeno y Fósforo en la eutrofización | 21 |
| 2.2.5. Modelación numérica | 21 |
| 2.2.6. Modelación hidrodinámica..... | 21 |
| 2.2.7. Modelación de calidad de agua | 22 |
| 2.2.8. Discretización del modelo..... | 23 |
| 2.2.9. Malla numérica | 23 |
| 2.2.10. Condiciones iniciales..... | 24 |
| 2.2.11. Condiciones de contorno | 24 |
| 2.2.12. Batimetría | 25 |
| 2.2.13. Calibración y validación del modelo..... | 25 |
| 2.2.14. Pruebas de bondad de ajuste | 25 |
| 2.3. MOHID STUDIO® | 26 |
| 2.3.1. Mohid Water | 26 |
| 3. MATERIALES Y MÉTODOS..... | 29 |
| 3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO..... | 29 |
| 3.2. FASE DE CAMPO | 30 |
| 3.2.1. Toma de muestras de agua y batimetría..... | 30 |
| 3.2.2. Aforo del dique sobre el caño Betancí..... | 31 |
| 3.3. FASE DE LABORATORIO | 32 |
| 3.3.1. Determinación de Clorofila-a en el agua | 32 |
| 3.3.2. Análisis de parámetros fisicoquímicos | 32 |
| 3.4. FASE DE ANÁLISIS | 32 |

| | | |
|--------|--|----|
| 3.4.1. | Análisis de la contaminación del agua en la Ciénaga de Betancí | 32 |
| 3.4.2. | Cálculo de Índices de Estado Trófico | 33 |
| 3.4.3. | Estimación de caudales | 35 |
| 3.5. | FASE DE MODELACIÓN NUMÉRICA | 35 |
| 3.5.1. | Modelación Hidrodinámica..... | 35 |
| 3.5.2. | Modelación de Transporte de Nutrientes | 37 |
| 3.5.3. | Calibración del modelo | 38 |
| 3.5.4. | Escenarios de simulación | 40 |
| 4. | RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 42 |
| 4.1. | BATIMETRÍA | 42 |
| 4.2. | RESULTADOS DE LAS MEDICIONES DE CALIDAD DE AGUA..... | 43 |
| 4.3. | ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO | 49 |
| 4.3.1. | Índice de Estado Trófico de Carlson | 49 |
| 4.3.2. | Índice de Estado Trófico de la OCDE | 51 |
| 4.4. | RESULTADOS DE LA MEDICIÓN Y ESTIMACIÓN DE CAUDALES | 52 |
| 4.5. | RESULTADOS DE CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO | 53 |
| 4.5.1. | Modelo Hidrodinámico | 53 |
| 4.5.2. | Modelo de transporte de nutrientes | 54 |
| 4.6. | RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN | 61 |
| 4.6.1. | Hidrodinámica | 61 |
| 4.6.2. | Transporte de Nutrientes | 62 |
| 4.7. | ESCENARIOS DE SIMULACIÓN | 69 |
| 4.7.1. | Temporada Seca | 69 |
| 4.7.2. | Temporada Húmeda..... | 76 |
| 5. | CONCLUSIONES | 89 |
| 6. | RECOMENDACIONES | 92 |
| 7. | BIBLIOGRAFÍA | 93 |
| 8. | ANEXOS..... | 99 |

LISTA DE TABLAS

Pág.

| | |
|---|-----|
| Tabla 1. Principales módulos de MOHID Water utilizados en la presente investigación. Fuente: MARETEC (2014) | 27 |
| Tabla 2. Métodos de análisis de parámetros fisicoquímicos usados por el Laboratorio de Aguas. | 32 |
| Tabla 3. Coeficiente de correlación del parámetro j con respecto a la Cl _a . Fuente: (Zhang y You 2017). | 34 |
| Tabla 4. Grados del Estado Trófico de Carlson. Fuente: (Zhang y You 2017). | 34 |
| Tabla 5. Índice de Estado Trófico de la OCDE. Fuente: (López-Martínez y Madroñero-Palacios 2015). | 34 |
| Tabla 6. Criterios para la evaluación del RMSE. Adaptado de: Ritter y Muñoz-Carpena (2013). | 39 |
| Tabla 7. Escenarios de simulación aplicados. | 40 |
| Tabla 8. Resultados de los parámetros en los puntos sobre la ciénaga y nivel de referencia – Época Seca. | 43 |
| Tabla 9. Resultados de los parámetros en las desembocaduras de los arroyos, promedio general para la ciénaga y nivel de referencia – Época Seca. | 43 |
| Tabla 10. Resultados de los parámetros en la ciénaga y nivel de referencia – Época Húmeda | 45 |
| Tabla 11. Resultados del índice de Estado Trófico de Carlson para la época seca. | 49 |
| Tabla 12. Resultados del índice de Estado Trófico de Carlson para la época húmeda. | 50 |
| Tabla 13. Resultados del índice de Estado Trófico de la OCDE para la época seca. | 51 |
| Tabla 14. Resultados del índice de Estado Trófico de la OCDE para la época húmeda. | 51 |
| Tabla 15. Caudales estimados de los afluentes de la ciénaga de Betancí y medido para el Caño Betancí. | 53 |
| Tabla 16. Cartera de aforo para el vertedero. | 100 |
| Tabla 17. Estaciones pluviométricas usadas en la estimación de caudales. | 107 |

LISTA DE FIGURAS

Pág.

| | |
|--|----|
| Figura 1. Mallas numéricas estructuradas (a) y no estructuradas (b). Fuente: Cimbala y Cengel (2001). | 24 |
| Figura 2. Esquema de MOHID Water: principales módulos. Adaptado de: Instituto Superior Técnico (2006). | 26 |
| Figura 3. Área de estudio: Subcuenca y Ciénaga de Betancí. Fuente: Propia. | 29 |
| Figura 4. Forzantes y condiciones de frontera del modelo. Fuente: Propia. | 37 |
| Figura 5. "Boxes" o cajas definidas para aplicar las condiciones iniciales al modelo. | 38 |
| Figura 6. Resultado de la interpolación de datos batimétricos para la Ciénaga de Betancí. | 42 |
| Figura 7. Índice de Estado Trófico de Carlson. a) Época seca. b) Época húmeda. | 50 |
| Figura 8. Calibración del nivel de agua para la estación Maracayo en épocas seca (a) y húmeda (b). | 54 |
| Figura 9. Calibración (a) y validación (b) del nitrógeno amoniacal. | 55 |
| Figura 10. Calibración (a) y validación (b) de los nitratos. | 55 |
| Figura 11. Calibración (a) y validación (b) de los nitritos. | 56 |
| Figura 12. Calibración (a) y validación (b) de los fosfatos. | 57 |
| Figura 13. Calibración (a) y validación (b) de la clorofila-a. | 58 |
| Figura 14. Calibración (a) y validación (b) del oxígeno disuelto. | 58 |
| Figura 15. Calibración (a) y validación (b) de la DBO. | 59 |
| Figura 16. Calibración (a) y validación (b) de sólidos suspendidos. | 59 |
| Figura 17. Calibración (a) y validación (b) de la temperatura. | 60 |
| Figura 18. Variación del nivel agua a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 61 |
| Figura 19. Variación de las velocidades a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 62 |
| Figura 20. Variación del NH ₃ a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 63 |
| Figura 21. Variación del NO ₃ a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 63 |
| Figura 22. Variación del NO ₂ a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 64 |
| Figura 23. Variación del PO ₄ a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 65 |
| Figura 24. Variación de la Cl-a a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 65 |
| Figura 25. Variación del OD a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 66 |
| Figura 26. Variación de la DBO a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 67 |

| | |
|--|-----|
| Figura 27. Variación de sólidos suspendidos a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 67 |
| Figura 28. Variación de la temperatura a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda. | 68 |
| Figura 29. Variación de NH ₃ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 70 |
| Figura 30. Variación de NO ₃ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 71 |
| Figura 31. Variación de NO ₂ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 71 |
| Figura 32. Variación de Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 72 |
| Figura 33. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 73 |
| Figura 34. Variación de PO ₄ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca. | 74 |
| Figura 35. Variación de Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca. | 75 |
| Figura 36. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca. | 76 |
| Figura 37. Variación del NH ₃ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 77 |
| Figura 38. Variación del NO ₃ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 78 |
| Figura 39. Variación del NO ₂ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 79 |
| Figura 40. Variación de la Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 80 |
| Figura 41. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca. | 81 |
| Figura 42. Variación del PO ₄ en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca. | 83 |
| Figura 43. Variación de Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca. | 84 |
| Figura 44. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca. | 85 |
| Figura 45. Perfil del vertedero a escala. | 99 |
| Figura 46. Forma ideal del dique. | 100 |
| Figura 47. Flujograma para la determinación de Clorofila-a en el laboratorio. | 102 |

LISTA DE ANEXOS

Pág.

| | |
|---|-----|
| Anexo 1. Procedimiento de aforo del dique | 99 |
| Anexo 2. Procedimientos analíticos para la determinación de Clorofila-a | 101 |
| Anexo 3. Procedimiento para la estimación de caudales medios en los arroyos. | 107 |
| Anexo 4. Flujograma para la implementación del modelo numérico en MOHID Studio®. | 109 |
| Anexo 5. Malla numérica y tamaño de celdas obtenidas para la zona de estudio..... | 110 |
| Anexo 6. Resultados de calidad del agua en los distintos muestreos realizados en época húmeda. | 110 |
| Anexo 7. Distribución espacial de los parámetros de calidad del agua medidos en época seca y húmeda..... | 113 |
| Anexo 8. Variables utilizadas en la estimación de los caudales en los afluentes de la ciénaga..... | 120 |
| Anexo 9. Valor de los coeficientes usados para la calibración del modelo | 123 |
| Anexo 10. Valores utilizados de caudales y concentraciones para los escenarios de simulación | 125 |
| Anexo 11. Registro Fotográfico | 127 |

RESUMEN

Un aumento en el estado trófico se produce por un proceso de enriquecimiento de nutrientes en los cuerpos de aguas superficiales, debido a la utilización de productos químicos como fertilizantes en las actividades agropecuarias, los cuales a causa de la escorrentía se acumulan en masas de aguas aledañas llegando a producir incluso fenómenos de eutrofización. La presente investigación consta de la modelación numérica del transporte de nutrientes utilizada para analizar el estado trófico de la ciénaga de Betancí; se tomaron muestras de agua para el análisis de nitrógeno total, fósforo total, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, fosfatos, clorofila-a, oxígeno disuelto, DBO, DQO, sólidos suspendidos y transparencia del agua durante las temporadas seca y de lluvias; se evaluaron índices de estado trófico en los cuales se evidenció el cambio de estado mesotrófico en época seca a medianamente eutrófico e hipereutrófico en época húmeda. Se implementó el modelo hidrodinámico y de calidad de agua MOHID Studio 2016® que fue calibrado y validado logrando un ajuste adecuado de los datos calculados con relación a los medidos, lo que permitió simular escenarios de aumento y disminución de nutrientes y caudales entrantes a la ciénaga a través de sus afluentes principales. Los resultados muestran que, con excepción del fósforo, las variaciones en la concentración de nitrógeno total y aumentos de caudales presentan consecuencias a corto plazo sobre el estado trófico de la ciénaga, especialmente en la zona suroriental donde se encuentran los afluentes de mayor aporte y se ejecutan con mayor intensidad actividades agropecuarias.

Palabras Clave: Modelación Ambiental, Índice de Estado trófico, Transporte de nutrientes, Eutrofización, Contaminación del agua.

ABSTRACT

An increase in the trophic state is produced by a process of nutrient enrichment in surface water bodies, due to the use of chemical products such as fertilizers in agricultural activities, which due to runoff accumulate in surrounding water bodies even producing eutrophication phenomena. The present investigation consists of the numerical modeling of the transport of nutrients used to analyze the trophic state of the Betancí swamp; Water samples were taken for the analysis of total nitrogen, total phosphorus, ammonia nitrogen, nitrates, nitrites, phosphates, chlorophyll-a, dissolved oxygen, BOD, COD, suspended solids and water transparency during the dry and rainy seasons; Trophic state indices were evaluated in which the change of mesotrophic state was evidenced in dry season to moderately eutrophic and hypereutrophic in wet season. The hydrodynamic and water quality model MOHID Studio 2016® was implemented, which was calibrated and validated, achieving an adequate adjustment of the calculated data in relation to those measured, which allowed simulating scenarios of increase and decrease of nutrients and incoming flows to the swamp through its main tributaries. The results show that, with the exception of phosphorus, variations in the concentration of total nitrogen and increases in flows present short-term consequences on the trophic state of the swamp, especially in the southeastern area where the tributaries with the highest contribution are found and are they carry out agricultural activities with greater intensity.

Key Words: Environmental Modeling, Trophic State Index, Nutrient Transport, Eutrophication, Water Pollution.

1. INTRODUCCIÓN

El estado trófico de los lagos o cuerpos de agua lénticos es un concepto fundamental en la ordenación de los mismos; significa la relación entre el estado de nutrientes y el crecimiento de la materia orgánica. Cuando se habla de eutrofización se hace referencia al proceso de cambio de un estado trófico a otro de nivel superior por adición de nutrientes. Esto da como resultado el crecimiento explosivo de algas, fitoplancton y macrofitas, que provocan turbidez en el agua impidiendo la penetración de luz solar y disminuyendo así la capacidad fotosintética y de producción de oxígeno de las plantas del fondo. Esto genera un desequilibrio ambiental producido por la falta de oxígeno y la gran demanda de este por parte de la biota, en especial de los peces, generando procesos de mortandad (Ongley 1997). Las actividades agropecuarias son uno de los factores principales de eutrofización de las aguas superficiales debido a la utilización de productos químicos como los fertilizantes (principalmente de agricultura y ganadería vacuna) los cuales por causa de la escorrentía se acumulan en masas de aguas alledañas (FAO 2012).

Los modelos numéricos, al usarse para realizar una representación simplificada de la realidad, han sido de gran ayuda para poder representar de una forma acertada los ciclos hidrológicos y para el cálculo de los efectos de la contaminación en cuerpos de agua (Minambiente 2018). Muchos modelos matemáticos han sido utilizados para la evaluación del estado trófico de cuerpos lénticos, por lo que Mellios et al. (2015) aseguran que los flujos de nutrientes son un elemento esencial para comprender y cuantificar los procesos y vías de entrada de cada cuerpo de agua, y que mediante la modelación ambiental se puede prever todos los posibles efectos de las cargas externas de nutrientes en el ecosistema, y esta puede ser una herramienta poderosa para administrar el sistema de manera efectiva en la dirección de su recuperación.

Deus et al. (2013) afirman que la modelación de la calidad del agua incorporando procesos hidrodinámicos contribuye al conocimiento de las interacciones entre nutrientes y crecimiento de algas en cuerpos de agua lénticos, ofreciendo herramientas útiles que pueden simular varios escenarios para la verificación de potenciales alteraciones en la calidad del agua, que puede ser causada por cambios en su gestión, y que la modelación

funciona como herramienta para desarrollar mejores políticas de manejo para las floraciones de algas en lagos y ciénagas.

Investigadores locales indican como con la llegada de la ganadería, la agricultura y el uso de productos químicos en los años 80 a la subcuenca de Betancí, se produjo el sacrificio de casi todas las coberturas boscosas (bosque secundario) (CVS 2014). Lo cual se confirma con el mapa de uso de suelo de Montería, en donde se evidencia que en la gran mayoría de estas tierras se practican actividades de agricultura con cultivos transitorios semi-intensivos y ganadería vacuna (Gobernacion de Córdoba 2014). Estos cambios de cobertura inciden fuertemente sobre procesos de eutrofización de los cuerpos de agua, anegamiento y salinización en el suelo (CVS 2008). Como se corrobora en los estudios de calidad del agua realizados en la ciénaga de Betancí por la CVS (2014) en donde los análisis fisicoquímicos mostraron un estado ambiental mesoeutrófico, definido por un moderado contenido de materia orgánica, que es consecuente con una alta concentración de nutrientes. Lo que pone en manifiesto la necesidad de estudiar más a fondo el estado trófico de este cuerpo de agua a través de la modelación ambiental, y que, a su vez pueda convertirse en material de apoyo para la gestión integral del recurso hídrico, la ordenación y el manejo de la subcuenca de Betancí.

En la presente investigación se analiza el efecto de las actividades agropecuarias sobre el estado trófico de la ciénaga de Betancí mediante la modelación de transporte de nutrientes en el sistema acuático, a través del análisis de parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos de calidad del agua, del cálculo de índices de estado trófico y de la implementación de un modelo hidrodinámico y de transporte de nutrientes (MOHID Studio 2016®) necesario para la simulación escenarios de aumento y disminución en las concentraciones de nitrógeno y fósforo total y de los caudales que ingresan a la ciénaga a través de sus arroyos principales, en temporadas seca y húmeda.

2. REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1. ANTECEDENTES

La calidad del agua es un aspecto importante en la gestión integral del recurso hídrico, ya que además del posible efecto sobre los ecosistemas acuáticos, una mala calidad puede limitar su posterior utilización. Una característica importante y que incide en la calidad del agua es el contenido elevado de nutrientes, que además de generar problemas sobre la salud humana, altas concentraciones de estos en los sistemas acuáticos favorecen el crecimiento de algas, que en su descomposición provocan desaparición del oxígeno disuelto en el agua (eutrofización) con el consiguiente perjuicio para la vida acuática (FAO 2012).

Es así como muchos investigadores han estudiado de múltiples formas el estado trófico de los cuerpos de agua lénticos; por ejemplo, Cutrim et al. (2019) caracterizaron las variaciones estacionales de las comunidades de fitoplancton y su relación con variables ambientales en una laguna costera urbana de Brasil, encontrando fuerte correlación de muchas comunidades de fitoplancton con la concentración de clorofila-a bajo la influencia de la turbidez y la velocidad del viento. Además de esto, se encontró que el estado trófico de la laguna varió de eutrófico a hipereutrófico, y esta mala calidad del agua se explica por un intenso proceso de eutrofización en la época de lluvias debido a la elevada disponibilidad de nutrientes.

En Colombia, López-Martínez y Madroño-Palacios (2015) determinaron el estado trófico de la laguna de Cocha mediante los índices de Carlson, el índice desarrollado por la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) y el índice de Carlson modificado por Toledo, cuyos resultados permitieron clasificar a la laguna de La Cocha como oligotrófica y ultraoligotrófica, característica típica de lagos de alta montaña con bajos procesos de contaminación de origen aloctóno y autóctono.

El comportamiento de los contaminantes en el agua, especialmente de los nutrientes, es esencialmente dinámico, pues estos se encuentran en permanente cambio, ya sea por efecto del propio movimiento del agua, o por la movilidad natural de las moléculas y partículas coloidales. Los fenómenos de transporte de contaminantes en cuerpos de agua

han sido ampliamente estudiados y han dado origen a numerosas formulaciones matemáticas que describen su comportamiento (Castro 2015).

Es así como se han desarrollado y aplicado gran cantidad de modelos que permiten comprender no solo la calidad del agua de corrientes superficiales, sino también el estado trófico de los cuerpos lénticos, por ejemplo, Saraiva et al. (2007) modelaron la influencia de las cargas de nutrientes en los estuarios portugueses mediante MOHID Studio®, encontrando que, en sistemas con tiempo de retención corto, la entrada solo producirá una disminución en los nutrientes, que tiene un efecto insignificante en producción y, por consiguiente, en el estado global del sistema.

De igual modo, Deus et al. (2013) utilizaron el modelo MOHID Studio® para analizar los patrones espaciales y temporales de fitoplancton en el embalse de Tucurí en Brasil, encontraron que el modelo de calidad del agua reprodujo la variación espacial y temporal de fósforo, nitrato, amoníaco y clorofila-a, que se relacionaron con el crecimiento de fitoplancton. Los resultados del modelo sugieren que incluso si el yacimiento de Tucurí es un sistema de fósforo limitado, se produce una disminución del gradiente de las concentraciones de clorofila-a, lo que muestra que la hidrodinámica en el embalse tiene una influencia indirecta sobre el crecimiento del fitoplancton, es decir, las condiciones de eutrofización.

En Colombia, hasta la fecha el software MOHID Studio® no ha sido utilizado para evaluar el estado trófico de cuerpos de agua continentales, sin embargo, se ha aplicado en diversos estudios como el de Barbosa (2013) en donde se modeló el comportamiento hidrodinámico y de calidad del agua en el embalse del Muña (Cundinamarca) encontrando fuerte influencia del viento en la hidrodinámica general del embalse. En otro estudio realizado por Torres-Marchena y Torres-Bejarano (2015) se evaluaron los procesos de hidrodinámica y transporte en época seca y de lluvias de la ciénaga Mallorquín en Barranquilla, encontrando que el viento, la marea y el aporte de aguas continentales determina el movimiento de las aguas en el sistema. También, Muñoz-Ledezma y Pérez-Toro (2016) utilizaron dicho software para plantear diferentes sistemas de conexión río Cauca – laguna de Sonso (Valle del Cauca) para el mejoramiento en la circulación de las corrientes en la laguna.

En cuanto al estado trófico de la ciénaga de Betancí, no existe registro alguno en la literatura científica del uso de modelos de calidad de agua para su análisis. Sin embargo, en el marco de la elaboración del plan de manejo ambiental de la ciénaga, realizado por la CVS (2014), se ejecutaron estudios sobre el estado trófico de esta, considerando a la comunidad fitoplanctónica como bioindicadora de la calidad del agua. Utilizando el coeficiente fitoplanctónico simple, se encontró que los sectores Maracayo y Hamaca (zonas de orilla) y la zona centro, presentan condiciones oligotróficas, mientras que el sector ubicado en la confluencia con el caño Betancí, se presentan condiciones eutróficas.

2.2. MARCO TEÓRICO

2.2.1. Eutrofización

La eutrofización es una degradación natural de los cuerpos de agua lénticos la cual se ve acelerada por las actividades antrópicas (García y Miranda 2018), que se produce por un aumento en su estado trófico que se genera por un enriquecimiento de nutrientes principalmente de nitrógeno y fósforo y también de materia orgánica, lo que proporciona una cadena de eventos que conducen un mayor crecimiento de los productores primarios dando como resultado un crecimiento explosivo o aumento de biomasa ya sea de algas, plantas acuáticas, fitoplancton y macrofitas que posteriormente se acumulan, si este aumento en la disponibilidad de nutrientes continúa, se eleva el predominio de fitoplancton, especialmente de las cianobacterias (Zouiten 2012).

2.2.2. Categorías tróficas

El proceso de eutrofización de un cuerpo de agua puede estar clasificado en cuatro categorías dependiendo del nivel de degradación que este posea (Moreno et al. 2010), las cuales pueden ser:

- **Oligotrófico:** Son cuerpos de agua con bajos niveles de concentración en nutrientes, por este motivo poseen una reducida cantidad de flora y fauna acuática, suelen tener aguas claras, y tienden a tener fondos arenosos (Moreno et al. 2010).

- **Mesotrófico:** Los niveles de productividad biológica en estos ecosistemas son moderados, al igual que la cantidad de plantas acuáticas y la transparencia del agua (Diaz y Sotomayor 2013).
- **Eutrófico:** En este caso, los cuerpos de agua se caracterizan por un alto nivel de productividad, claridad de agua y buena cantidad de plantas acuáticas o poca claridad del agua y pocas plantas acuáticas. Gran potencial para soportar la gran cantidad de peces y vida silvestre, pero al mismo tiempo son vulnerables a sufrir procesos de contaminación (Diaz y Sotomayor 2013).
- **Hipereutrófico:** En esta fase se pueden encontrar cuerpos de agua con una muy alta productividad biológica, una disminución en claridad del agua y abundancia de plantas acuáticas, este tipo de ecosistemas tienen el potencial para lograr sustentar una gran cantidad de peces y vida silvestre, y, al igual que los cuerpos en estado eutrófico, son más propensos a padecer eventos de contaminación debido a la proliferación de algas y disminución de oxígeno disuelto en el sistema (Moreno et al. 2010).

2.2.3. Índice de Estado Trófico

Los índices de estado trófico son herramientas creadas con la finalidad de poder determinar y clasificar el estado trófico de un cuerpo de agua, para cumplir con esta finalidad se evalúan ciertos parámetros para así poder evaluar como es la dinámica trófica y plantear diferentes criterios ambientales para determinar acciones para el manejo y mantenimiento de estos ambientes (Muciño-Márquez et al. 2017). Entre los diferentes índices tróficos se pueden destacar el **Índice de Carlson (1977)** en el cual utiliza como parámetros valores de concentración superficial de fósforo total, clorofila-a y valores medios anuales de profundidad de disco de Secchi, y el **Índice de la OCDE** (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) (1982), donde usa la media anual de clorofila-a, fósforo total, profundidad de disco de Secchi y además añade el valor máximo de clorofila-a en el año.

2.2.4. Nitrógeno y Fósforo en la eutrofización

El nitrógeno y el fósforo se consideran nutrientes limitantes, esto se debe a que por su naturaleza muchos procesos dependen de ellos, tales como la producción primaria y descomposición. Por lo tanto, cuando estos dos nutrientes escasean, el crecimiento de plantas y otros organismos se ralentiza o limitan. Debido a esto, los seres humanos han desarrollado formas de producir industrialmente estos nutrientes para aumentar los rendimientos de los cultivos a través de varios procesos. Por lo que, al ser usado se genera una gran cantidad de excedentes que a través de la escorrentía llegan a lagos, ríos, etc., provocando que en estos lugares no existan restricciones de nutrientes, que antes surgían por falta de nitrógeno y fósforo, lo que lleva a una producción excesiva de algas y plantas, y conduce a una falta de oxígeno en el agua y se produzca el fenómeno de eutrofización (Eugercios-Silva et al. 2017).

2.2.5. Modelación numérica

La modelación numérica es una representación simplificada de la realidad a través de un modelo conceptual, es decir, se plantean una serie de hipótesis para representar un sistema natural de forma aceptable. Este tipo de modelos conceptuales son desarrollados a través de la programación para que los cálculos los realice la computadora, pasado esta fase se debe configurar para reflejar con precisión las condiciones del área de estudio particular que se desea modelar, y finalmente ser calibrado y validado adecuadamente, todo para que el modelo pueda representar las condiciones observadas en la realidad (Minambiente 2018).

2.2.6. Modelación hidrodinámica

Un modelo hidrodinámico es una herramienta que describe o representa, de alguna manera, el movimiento del agua. La modelación hidrodinámica es la base sobre la cual se lleva a cabo el modelado por advección-difusión, transporte de sedimentos, seguimiento de partículas y actualización del lecho morfológico. Los resultados de la modelación hidrodinámica son predicciones en los niveles de agua, velocidades y su dirección, corrientes de marea y olas que resultan del forzamiento de las mareas, meteorológico y de densidad (ABPmer 2008).

Todos los modelos hidrodinámicos resuelven una forma u otra de las mismas ecuaciones que rigen los movimientos del agua ya sea en cuerpos superficiales o en el mar (Abbott y Basco 1989). Estas ecuaciones están escritas en el marco de referencia coordinado fijado a la tierra en rotación, y son esencialmente las ecuaciones de Navier-Stokes, ya que el flujo es invariablemente turbulento. Las fuerzas debidas a la flotabilidad gravitacional (fuerza de Arquímedes debida a la estratificación de densidad) y las Coriolis (aceleraciones generadas debido a la naturaleza no inercial del marco de coordenadas giratorio) se incluyen en las ecuaciones. Se requiere una ecuación adicional, conocida como ecuación de continuidad, para asegurar que la masa se conserve (Black et al. 2004). Las Ecuaciones 1 y 2 muestran el balance de momentum para el flujo de velocidades horizontales medias que están expresadas en forma cartesiana:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} A_H + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} A_H + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} A_V \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} A_H + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} A_H + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} A_V \quad (2)$$

Donde u , v y w son los componentes del vector de velocidad en las direcciones x , y y z respectivamente, f el parámetro de Coriolis, A_H y A_V son las viscosidades turbulentas en las direcciones horizontal y vertical, ρ es la presión. Para la presión hidrostática, se asume que las ecuaciones de momento vertical se convierten en un equilibrio entre la presión y la fuerza, y la gravedad y la velocidad vertical deben calcularse utilizando la ecuación de continuidad (asumiendo una densidad constante, de acuerdo con el enfoque de Boussinesq) (Ecuación 3).

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (3)$$

2.2.7. Modelación de calidad de agua

Los modelos de calidad del agua pueden ser herramientas efectivas para simular y predecir el transporte de contaminantes en el medio acuático, lo que puede contribuir a ahorrar el costo de mano de obra y materiales para un gran número de experimentos químicos hasta cierto punto, además si es inaccesible para experimentos in situ en algunos casos debido a problemas especiales de contaminación ambiental. Por lo tanto, los

modelos de calidad del agua se convierten en una herramienta importante para identificar la contaminación ambiental del agua y el destino final y los comportamientos de los contaminantes en el medio acuático (Wang et al. 2013).

Los cambios en las concentraciones de los contaminantes en el agua consisten en los procesos bioquímicos, físicos, químicos y biológicos. En los cambios físicos de la contaminación se destacan dos procesos principales muy importantes: la Advección y Difusión. El modelo matemático que describe estos dos procesos es la ecuación de Advección-Difusión (Ecuación 4).

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{U} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{V} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{W} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = E_x \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + E_z \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} \pm \delta \quad (4)$$

Donde \bar{C} es la concentración promedio del parámetro dado, t el tiempo, \bar{U} , \bar{V} y \bar{W} las componentes de velocidad promediadas, E_x , E_y y E_z los coeficientes de dispersión horizontal en las direcciones x , y y z , y δ el término de reacción, que involucra los procesos bioquímicos relacionados con las reacciones químicas, el ciclo de nutrientes y la actividad biológica.

2.2.8. Discretización del modelo

La discretización consiste en tomar funciones o variables continuas y transformarlas en funciones o variables discretas, respectivamente. Es un primer paso en muchos tipos de análisis, porque las funciones y los datos discretos son mucho más fáciles de analizar que sus contrapartes continuas (Dougherty et al. 1995). La discretización espacial de un modelo numérico se define por el número de cuadrículas (o tamaño de cuadrícula) implementadas en el modelo. Con el aumento en el número de cuadrículas, la precisión y el tiempo computacional de la simulación del tiempo de viaje del frente de onda aumentará hasta un cierto número óptimo de cuadrículas (Ribeiro et al. 2001).

2.2.9. Malla numérica

La malla es la representación discreta de la geometría del dominio en donde el problema va a ser resuelto. Divide la solución del dominio en una cantidad limitada de subdominios (pueden ser elementos, volúmenes de control, etc.). En estos subdominios

se calculan las diferentes variables incluidas en una ecuación de conservación. Existen dos tipos de mallas, las estructuradas y las no estructuradas; para las mallas estructuradas se establece que en cada elemento de control se cuenta con el mismo número de elementos vecinos, es decir, poseen geometría regular, por el contrario, en una malla no estructurada los elementos de control tienen diferentes números de elementos vecinos, por lo que se componen de una especie de mosaico de formas simples (Sámamo-Celorio 2011):

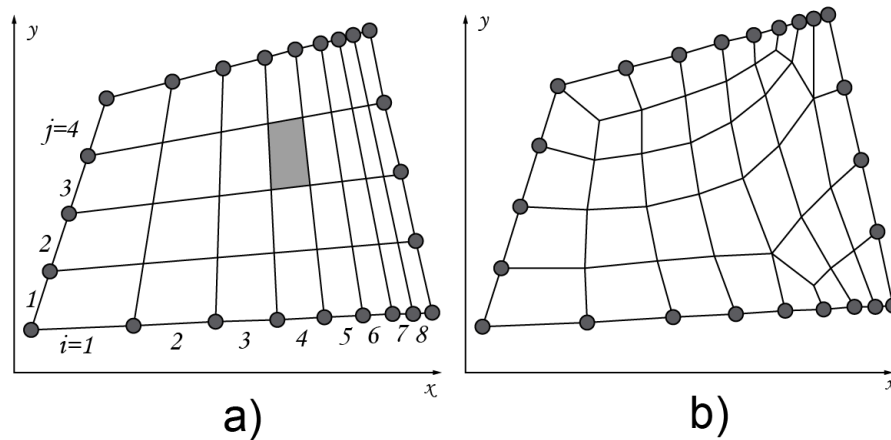


Figura 1. Mallas numéricas estructuradas (a) y no estructuradas (b). Fuente: Cimbalá y Cengel (2001).

2.2.10. Condiciones iniciales

Las condiciones iniciales son el valor que se le asigna a la variable de interés que se desea simular en su estado inicial de la simulación, esto ocurre debido que la mayoría de los modelos matemáticos están constituidos con ecuaciones diferenciales ordinarias o parciales en las cuales es necesario tener este valor inicial. Cuando se simula la evolución en el tiempo de una variable de interés, es necesario definir el valor de dicha variable en el tiempo inicial de simulación, en todo el dominio espacial del modelo (Minambiente 2018).

2.2.11. Condiciones de contorno

Las condiciones de frontera o de contorno son, según la Guía nacional de Modelación del Recurso Hídrico para Aguas Superficiales Continentales (2018), el valor, función o distribución de una variable o de algunas de sus derivadas espaciales, en un punto, región

o volumen del dominio espacial de aplicación para todo el periodo de simulación. Las condiciones de frontera conectan al sistema natural que se pretende modelar con su entorno y están asociadas con las variables de entrada del modelo.

2.2.12. Batimetría

La batimetría es la cartografía o relieve que se encuentra en los lechos de un cuerpo de agua ya sea marino, de un río, ciénagas, lagos, embalses, humedales, etc. Este tipo de información permite conocer como son las dinámicas del lugar, el volumen de agua almacenado, y las áreas de socavación y deposición entre otras muchas cosas (Sopó et al. 2013).

2.2.13. Calibración y validación del modelo

La calibración del modelo es el proceso por el cual se ajustan los valores de los parámetros del modelo, es decir, se realiza una optimización de las soluciones matemáticas o variación en algunas consideraciones físicas con el objetivo de que los resultados obtenidos por el modelo sean lo más fielmente posible a los datos observados en la realidad. Por su parte la validación de un modelo consiste en determinar en qué rango de exactitud se encuentra el modelo después de ser calibrado. Los parámetros obtenidos durante la calibración se utilizan para validar, comparando la respuesta del modelo con la respuesta observada del sistema natural para conjuntos de datos que difieren de los utilizados durante la calibración (Minambiente 2018).

2.2.14. Pruebas de bondad de ajuste

Tienen por objetivo determinar estadísticamente cual es la desviación que tienen los datos observados en la naturaleza con respecto al modelo realizado (Aston 1988). La bondad de ajuste de un modelo describe qué tan bien encaja en un conjunto de observaciones. Resumen la discrepancia entre los valores observados y los valores obtenidos bajo un modelo. La evaluación del ajuste absoluto del modelo (es decir, la discrepancia entre un modelo y los datos) es fundamental en las aplicaciones, ya que las inferencias extraídas de modelos que no se ajustan bien pueden ser muy engañosas (Maydeu-Olivares y Garcia-Forero 2010).

2.3. MOHID STUDIO®

El modelo MOHID ha sido desarrollado desde el año 1985 por investigadores del MARETEC (Centro de Ambiente y Tecnologías Marítimas) perteneciente al Instituto Superior Técnico (IST) de la Universidad Técnica de Lisboa. MOHID es un sistema de modelación en tres dimensiones diseñado para simular de la dinámica de diversos cuerpos de agua superficiales (MOHID Water), infiltración y flujo en medios porosos (MOHID Soil) y cuencas hídricas (MOHID Land). Es un sistema modular de modelado de agua de volúmenes finitos escrito en ANSI FORTRAN 95, utilizando una filosofía de programación orientada a objetos (Instituto Superior Técnico 2006).

2.3.1. Mohid Water

MOHID Water es un programa numérico en tres dimensiones que simula diversos procesos que ocurren en cuerpos de agua como ríos, reservorios, estuarios, áreas costeras y océanos. Se compone de una serie de módulos que primordialmente se encargan de calcular los procesos físicos y biogeoquímicos (Tabla 1). Fue diseñado para simular sistemas acuáticos considerando además los procesos de intercambio con otros medios, como la interacción con la atmósfera y con el fondo (Figura 2) (Barreto et al. 2009).

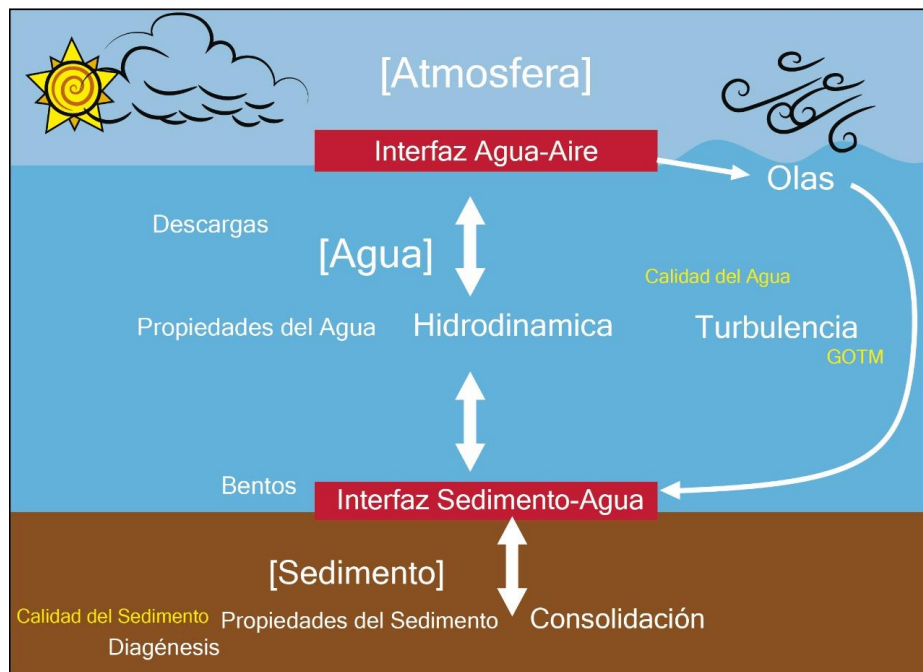


Figura 2. Esquema de MOHID Water: principales módulos. Adaptado de: Instituto Superior Técnico (2006).

Una descripción detallada de la arquitectura del modelo, los módulos que lo componen y las ecuaciones que resuelve se encuentra en los informes de MARETEC (2014) e Instituto Superior Técnico (2006).

Tabla 1. Principales módulos de MOHID Water utilizados en la presente investigación. Fuente: MARETEC (2014)

| Módulo | Descripción |
|----------------------------------|---|
| Model: | Es el módulo principal en la arquitectura del sistema. Gestiona el flujo de información entre el módulo hidrodinámico, los módulos de transporte y entre el modelo principal (padre) y los modelos anidados, y se encarga de controlar la evolución del tiempo de simulación. |
| Hydrodynamic: | Calcula el nivel, la velocidad y el flujo de agua en cada paso de tiempo. La discretización espacial es realizada por una aproximación de volúmenes finitos y la discretización temporal se realiza con un algoritmo semi-implícito ADI (Alternating Direction Implicit). Está dado por un modelo de flujo a superficie libre tridimensional baroclínico basado en las ecuaciones de Navier-Stokes (Martins et al. 2001). |
| Geometry: | Almacena y actualiza la información sobre los volúmenes finitos, calculando las áreas laterales y los volúmenes de la discretización según la demanda. |
| Turbulence: | Calcula los coeficientes de viscosidad horizontal y vertical y las difusividades para diferentes métodos de cierre de turbulencia. |
| Free Vertical Movement: | Calcula las propiedades del flujo vertical. Se utiliza este módulo para calcular la velocidad de caída al simular sedimentos o la velocidad de partículas en las simulaciones de transporte. |
| Interface Water Air: | Administra las condiciones de frontera en la superficie de la columna de agua. Pueden incluir flujos proporcionados por fuentes externas (datos meteorológicos) o solo propiedades atmosféricas que son utilizadas para calcular los flujos (velocidad del viento, temperatura del aire, punto de rocío, evaporación, etc.). |
| Interface Sediment Water: | Calcula las condiciones de frontera en la parte inferior de la columna de agua, es decir, entre la columna de agua y los sedimentos. |

**Water
Properties:**

Simula 24 propiedades del agua: temperatura, salinidad, fitoplancton, zooplancton, fósforo orgánico particulado (POP), fósforo orgánico disuelto refractario (DOPre), fósforo orgánico disuelto no refractario (DOPnr), fósforo inorgánico, nitrógeno orgánico particulado (PON), nitrógeno orgánico disuelto refractario (DONre), nitrógeno orgánico disuelto no refractario (DONnr), amoníaco, nitrato, nitrito, demanda biológica de oxígeno, oxígeno, sedimentos cohesivos (materia orgánica suspendida), bacterias ciliadas, arsénico particulado, arsénico disuelto, larvas y coliformes fecales.

Water Quality

El modelo ecológico incluido en MOHID está adaptado de la EPA (1985) y pertenece a la categoría de modelos de simulación de ecosistemas, es decir, conjuntos de ecuaciones de conservación que describen el funcionamiento y las interrelaciones de los componentes reales del ecosistema.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La ciénaga de Betancí se encuentra ubicada en la cuenca media del río Sinú (Subcuenca de Betancí), en el departamento de Córdoba, a los 8°24'10.32" N y 75°52'21.38" O (Figura 3) distanciada 40 km del casco urbano de Montería, capital del departamento, cuenta con una altura aproximada de 21 m.s.n.m.

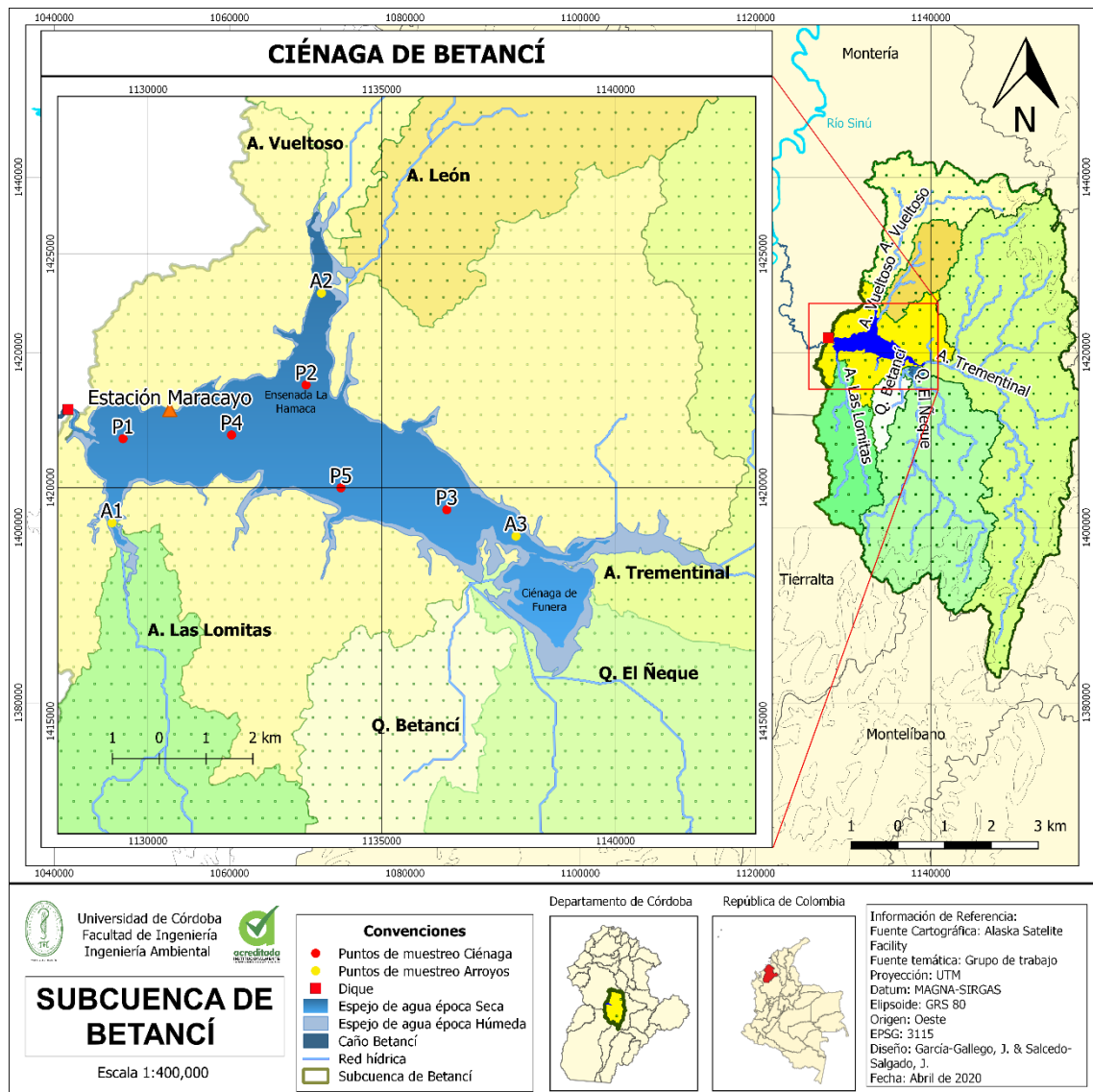


Figura 3. Área de estudio: Subcuenca y Ciénaga de Betancí. Fuente: Propia.

Presenta aproximadamente 1,627 ha en espejo de agua, que cuando se conecta con la Ciénaga de Funera, en época de lluvias, pueden llegar hasta las 2,798 ha. Su zona de escorrentía o subcuenca es bastante extensa por el aporte que hacen las quebradas Betancí, Las Flores, Aragón, La Manta, Manta Gordal y los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas, Bijagual, Arroyón y León, con un área aproximada de 1,194 km², ubicada entre los municipios de Montería, Planeta Rica y Tierralta y, cuyas poblaciones más aledañas son las veredas de Maracayo, Hamaca y Nueva Lucía (CVS 2014).

La zona cuenta con un ciclo anual de precipitación unimodal, presentándose un período lluvioso entre los meses de abril y noviembre y una época seca desde diciembre hasta marzo, siendo el mes de febrero el más seco con 16 mm en promedio. También, posee una temperatura media anual de 27.2 °C y una humedad relativa alta, con valores medios entre 79 % y 84 % (CVS 2014). El punto de salida de agua de la subcuenca de Betancí es el caño que lleva su mismo nombre y que la conecta con el río Sinú (Figura 3); debido a que en temporada de pocas precipitaciones y altas tasas de evaporación la ciénaga se secaba, es decir, ocurría un déficit hídrico, se construyó un dique en el año 2001 sobre el caño Betancí, que ha provocado que el agua solo pueda pasar de la ciénaga al río cuando, en época de lluvias, el nivel de agua en la ciénaga supera la altura del dique, lo que ha alterado la dinámica hidrológica y ecológica del sistema.

3.2. FASE DE CAMPO

3.2.1. Toma de muestras de agua y batimetría

La toma de muestras de agua de la ciénaga se realizó durante siete campañas de muestreo; una en la época seca, llevada a cabo el 19 de marzo de 2019, en donde se muestreó en cinco puntos del área superficial y tres puntos más correspondientes a la desembocadura de los arroyos principales (Trementinal, El Ñeque, Vueltoso y Las Lomitas). Y otras seis campañas llevadas a cabo durante la época de lluvias entre los meses de octubre y noviembre de 2019 en los puntos P1, P2 y P3 (Figura 3).

Estos muestreos continuos realizados durante cinco semanas en la época de lluvias se ejecutaron con el fin de obtener una serie de tiempo de datos de calidad de agua medidos en la ciénaga para llevar a cabo la calibración y validación del modelo. Cada punto se

definió con base en los criterios para la ubicación de sitios de muestreo en cuerpos de agua superficiales del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM (2002). Fueron debidamente georreferenciados con un GPSmap 60CSx marca Garmin. Algunos parámetros como la Temperatura del agua (T), Oxígeno Disuelto (OD), Conductividad Eléctrica (CE), pH, Salinidad y Turbiedad se midieron en campo con la sonda multiparamétrica HANNA modelo HI 9829. Mientras que se tomaron muestras de agua teniendo en cuenta las técnicas generales de muestreo y preservación de muestras de la NTC-ISO 5667 para el análisis en laboratorio de Nitrógeno Total (NT), Nitrógeno Amoniacal (N-NH₃), Nitratos (NO₃), Nitritos (NO₂), Fósforo Total (PT), Fosfatos (PO₄), Sólidos Suspendidos (SS), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Clorofila-a (Cl-a). Además de esto se midió la transparencia del agua utilizando el Disco Secchi, el cual definió también la profundidad de toma de muestras en cada punto.

Por otro lado, se realizaron dos campañas batimétricas; la primera llevada a cabo en el mes de enero de 2019 utilizando el equipo ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler RiverRay) marca Teledyne RD Instruments, con el que se tomaron transectos transversales en sentido Norte - Sur sobre el área superficial de la ciénaga, y la segunda efectuada en el mes de marzo de este mismo año con la GPS/Ecosonda Garmin echoMAP 73sv en donde se tomaron transectos en sentido Este – Oeste; los datos obtenidos en ambas campañas se unieron e interpolaron mediante la herramienta Kriging de ArcMap 10.3® con el propósito de obtener la batimetría de la ciénaga.

3.2.2. Aforo del dique sobre el caño Betancí

Para la medición del caudal de salida de la ciénaga se adoptó la metodología de área-velocidad recomendada por el IDEAM (2000), para lo que se dividió el ancho de la sección transversal del dique en 23 segmentos de uno o dos metros. En cada vertical se midió la profundidad con una varilla graduada y la velocidad por medio con un micromolinete hidrométrico Swoffer modelo 2100 tipo hélice, lo que permitió calcular el caudal correspondiente en cada segmento de la sección trasversal; la suma de los caudales de estos segmentos dio como resultado el caudal total de salida por el dique. En el Anexo 1 se describe detalladamente el proceso de medición del caudal.

3.3.FASE DE LABORATORIO

3.3.1. Determinación de Clorofila-a en el agua

Dado que los laboratorios de agua de la región no prestaban a la fecha el servicio de análisis de clorofila-a en el agua, se realizó el montaje para la determinación de este parámetro mediante espectrofotometría en el Laboratorio de Sanidad Acuícola y Calidad del Agua de la Universidad de Córdoba adaptando los métodos propuestos por Strickland y Parsons (1972), Jeffrey y Humphrey (1975), Humphrey (1979) y Arredondo y Voltolina (2017), para los cuales se realizaron los procedimientos, mostrados en el Anexo 2.

3.3.2. Análisis de parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos fueron analizados por el Laboratorio de Aguas de la Universidad de Córdoba de conformidad con los métodos planteados en la Tabla 2.

Tabla 2. Métodos de análisis de parámetros fisicoquímicos usados por el Laboratorio de Aguas.

| PARÁMETRO | MÉTODO |
|-----------------------------------|-----------------------------|
| Nitrógeno total de Kjeldahl | SM 4500-NorgB; 4500-NH3 C |
| Nitrógeno Amoniacal | SM 4500-NH3 B;SM 4500-NH3 C |
| Nitratos | SM 4500-NO3- B |
| Nitritos | SM 4500-NO2- B |
| Fósforo Total | SM 4500-P B.4; 4500-P E |
| Fosfatos | SM 4500-P E |
| Demanda Química de Oxígeno | SM 5220 C |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno (5) | SM 5210 B |
| Sólidos Suspendidos | SM 2540 D |

3.4. FASE DE ANÁLISIS

3.4.1. Análisis de la contaminación del agua en la Ciénaga de Betancí

Con el objetivo de evaluar el grado de contaminación en la ciénaga de Betancí, se llevó a cabo una comparación de los valores medidos de calidad del agua con los estándares de referencia que deben cumplir estos parámetros para que se dé un desarrollo normal en la vida acuática y haya una preservación de la fauna y flora. Se tuvo en cuenta lo dispuesto en el Decreto 1594 de 1984 como referente nacional, y para los parámetros cuyo valor no está definido en la legislación colombiana se comparó con normas internacionales como

la canadiense y la propuesta por la EPA (Environmental Protection Agency) de los Estados Unidos (teniendo en cuenta la clasificación ecorregional).

3.4.2. Cálculo de Índices de Estado Trófico

Se calcularon distintos Índices de Estado Trófico con el propósito de realizar un análisis más profundo del estado trófico de la ciénaga, entre los que se encuentran:

- **Índice de Estado Trófico de Carlson:**

El Índice de Estado Trófico se calculó mediante la Ecuación 5, desarrollada por Carlson (1977) y aplicada por Zhang y You (2017) según las recomendaciones de Administración Estatal de Protección Ambiental de China, en donde se incluyó al nitrógeno total y la demanda química de oxígeno en la formulación:

$$TSI = \sum_{j=1}^m W_j \cdot TLI(j) \quad (5)$$

$$W_j = \frac{r_j^2}{\sum_{j=1}^m r_j^2} \quad (6)$$

Donde TSI es el índice de estado trófico (por sus siglas en inglés), $TLI(j)$ es el índice de nivel trófico para el parámetro j . W_j es el peso relativo del índice de nivel trófico para el parámetro j . r_j es el coeficiente de correlación del parámetro j (Tabla 3) en relación con el parámetro básico (Cl_a), m es el número de índices. $TLI(j)$ se calculó para cada parámetro según las Ecuaciones 7, 8, 9, 10 y 11.

$$TLI(Cl_a) = 10(2.5 + 1.086 \ln(Cl - a)) \quad (7)$$

$$TLI(PT) = 10(9.436 + 1.624 \ln(PT)) \quad (8)$$

$$TLI(NT) = 10(5.453 + 1.694 \ln(NT)) \quad (9)$$

$$TLI(DS) = 10(5.118 + 1.94 \ln(DS)) \quad (10)$$

$$TLI(DQO) = 10(0.109 + 2.661 \ln(DS)) \quad (11)$$

Donde, Cl_a es la clorofila a en $\mu\text{g/L}$. PT , NT y DQO son fósforo total, nitrógeno total y demanda química de oxígeno en mg/L , respectivamente y DS (Disco de Secchi) es la transparencia del agua medida en m.

Tabla 3. Coeficiente de correlación del parámetro j con respecto a la Cl_a . Fuente: (Zhang y You 2017).

| Parámetro | Cl-a | PT | NT | DS | DQO |
|-----------|------|--------|--------|--------|--------|
| r_j | 1 | 0.84 | 0.82 | -0.83 | 0.83 |
| r_j^2 | 1 | 0.7056 | 0.6724 | 0.6889 | 0.6889 |

Así, una vez calculado, se clasificó el grado del estado trófico de la ciénaga teniendo en cuenta la categorización de la Tabla 4:

Tabla 4. Grados del Estado Trófico de Carlson. Fuente: (Zhang y You 2017).

| TSI | Grado |
|-----------------------|------------------------|
| $TSI < 30$ | Oligotrófico |
| $30 \leq TSI \leq 50$ | Mesotrófico |
| $50 < TSI \leq 60$ | Ligeramente eutrófico |
| $60 < TSI \leq 70$ | Medianamente eutrófico |
| $TSI > 70$ | Hipereutrófico |

- **Índice de Estado Trófico de la OCDE:**

De igual manera, la ciénaga de Betancí fue categorizada teniendo en cuenta el Índice de Estado Trófico propuesto por la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico); este, a diferencia del anterior se basa en un lenguaje común para los parámetros, en donde se busca una simplificación de estos, pero a la vez seleccionando aquellos con significado biológico adecuado, para un análisis estadístico reproducible (López-Martínez y Madroñero-Palacios 2015). En este índice los valores varían en una escala de cero a cien y los criterios de aplicación se presentan en la Tabla 5:

Tabla 5. Índice de Estado Trófico de la OCDE. Fuente: (López-Martínez y Madroñero-Palacios 2015).

| Categoría trófica | Clorofila a ($\mu\text{g/L}$) | Profundidad Secchi (metros) | Fósforo ($\mu\text{g/L}$) |
|-------------------|---------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Ultraoligotrófico | < 1 | > 12 | < 4 |
| Oligotrófico | 1 a 2.5 | 6 a 12 | 4 a 10 |
| Mesotrófico | 2.5 a 7.9 | 3 a 6 | 10 a 35 |

| Categoría trófica | Clorofila a (µg/L) | Profundidad Secchi (metros) | Fósforo (µg/L) |
|--------------------------|---------------------------|------------------------------------|-----------------------|
| Eutrófico | 8 a 25 | 1.5 a 3 | 35 a 100 |
| Hipertrófico | > 25 | < 1.5 | >100 |

El Índice de Estado Trófico de Carlson obtenido, así como la concentración de cada uno de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos fueron representados espacialmente en el área superficial de la ciénaga de Betancí utilizando la herramienta de interpolación Kriging de ArcMap 10.3®.

3.4.3. Estimación de caudales

Para la estimación del caudal medio de cada uno de los arroyos principales de la subcuenca de Betancí se utilizó la metodología propuesta por Sandoval-Erao y Aguilera-Ortiz (2015) en la que se parte de una combinación de las ecuaciones de Vosresiensky (1956), Zhelezniakov et al. (1984) y Zhivotovsky (1978), y una consideración de equilibrio de masas, o volúmenes donde se establece que el caudal medio de la cuenca (Q) es:

$$Q = \frac{(31.71)(C)(\bar{P})(A)}{10^6} \quad (12)$$

Donde C representa el coeficiente de escorrentía para la microcuenca, \bar{P} el promedio de precipitaciones anuales en la cuenca (mm) y A es el área de la cuenca expresada en kilómetros cuadrados (km²). El procedimiento detallado de estimación de caudales se muestra en el Anexo 3.

3.5. FASE DE MODELACIÓN NUMÉRICA

3.5.1. Modelación Hidrodinámica

- *Construcción del modelo hidrodinámico*

El flujograma detallado de la implementación del modelo numérico en MOHID se muestra en el Anexo 4. Para la construcción del modelo, las profundidades absolutas obtenidas en las campañas batimétricas fueron transformadas a elevaciones del fondo de la ciénaga utilizando el nivel de referencia de la estación limnimétrica Maracayo

[13067040] del IDEAM. Luego, con ayuda de dos imágenes satelitales Sentinel 2A con una resolución espacial de 10 m/px obtenidas del programa Copernicus (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>), de las fechas del 13 de marzo (época seca) y 29 de octubre (época húmeda) del año 2019, utilizando una combinación de bandas 4-3-2, se crearon los contornos de la ciénaga en ambas temporadas. Así se construyó la malla para fines de discretización espacial del modelo, de 40x40 m cada celda debido a que presentó los mejores tiempos computacionales y una mayor estabilidad durante los cálculos del modelo sin perder representatividad morfológica del sistema (Anexo 5).

- ***Implementación del modelo hidrodinámico***

Para la implementación del modelo hidrodinámico se activaron todos los módulos de MOHID encargados de gestionar los datos ingresados al modelo y calcular los valores de velocidades y nivel del agua. Se ingresaron los valores de viscosidad horizontal, que fueron calculados teniendo en cuenta el tamaño de la malla numérica mediante la Ecuación (13).

$$\text{Viscosidad horizontal} = \frac{(dx)(dy)}{1000 \text{ s}} \quad (13)$$

Sabiendo que $dy = dx = 40 \text{ m}$, entonces:

$$\text{Viscosidad horizontal} = \frac{(40 \text{ m})(40 \text{ m})}{1000 \text{ s}} = 1.6 \text{ m}^2/\text{s} \quad (14)$$

Los datos requeridos de radiación solar global, velocidad y dirección del viento, humedad relativa, y temperatura del aire fueron suministrados por la estación meteorológica Aeropuerto Los Garzones del IDEAM [0013035501], de la estación Montería [0013067020] se tomaron los datos de precipitación horaria y de la estación Lorica ITA [0013085050] los valores de evaporación debido a que eran las estaciones más cercanas a la ciénaga que contenían la información en los tiempos de simulación (época seca y de lluvias). Se estableció un nivel inicial del agua con base en el nivel reportado por la estación Maracayo [13067040] para el día de la toma de datos en campo. También, con los datos de caudales estimados y el aforo realizado sobre el dique, se definieron los caudales de entrada para cada uno de los arroyos y quebradas presentes en

la ciénaga y también el nivel del dique, que definía la salida o no del agua hacia el Caño Betancí. El modelo conceptual se aprecia en la Figura 4.

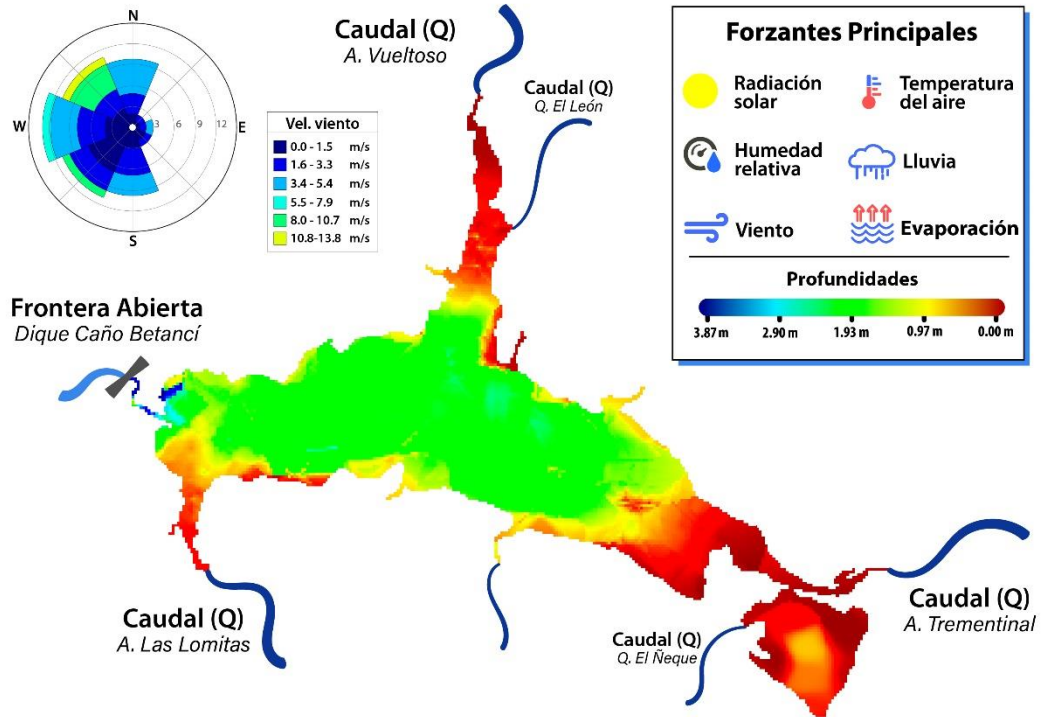


Figura 4. Forzantes y condiciones de frontera del modelo. Fuente: Propia.

3.5.2. Modelación de Transporte de Nutrientes

Una vez calibrado el modelo hidrodinámico en la ciénaga de Betancí, se procedió a implementar el modelo de transporte de nutrientes, para ello fue necesario definir las condiciones iniciales, así:

- **Condiciones iniciales**

Tomando como base la distribución espacial de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos en la ciénaga se definieron tres zonas de comportamiento biogeoquímico similar en su área superficial. Por lo que para la inicialización de campos se utilizó la opción de *Boxes* (cajas) con el fin de establecer condiciones iniciales específicas para cada una de estas zonas (Figura 5). La concentración inicial en cada caja fue tomada a partir de las mediciones en campo y las áreas que no caen dentro de estas, adquieren el

valor promedio como condición inicial. También fueron definidas las concentraciones para cada uno de los parámetros descargados por los arroyos principales.

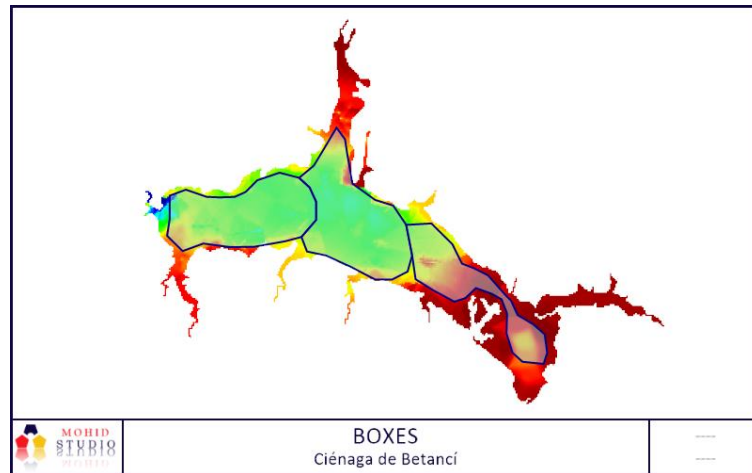


Figura 5. "Boxes" o cajas definidas para aplicar las condiciones iniciales al modelo.

3.5.3. Calibración del modelo

- ***Calibración del modelo hidrodinámico***

La calibración se realizó a partir de la comparación con los datos de niveles del agua medidos en la ciénaga de Betancí expresados en forma de serie de tiempo obtenidos de la estación limnimétrica Maracayo [13067040] localizada a los 8°24'29.7" N 75°53'41.5" W, durante el tiempo de simulación para hidrodinámica que va del 17 de marzo al 18 de abril de 2019 para época seca (transición seca – húmeda), y del 24 de octubre al 30 de noviembre de este mismo año para la temporada de lluvias. Se ajustaron gradualmente los flujos de *Latent Heat* (calor latente), que determinan la cantidad de energía requerida por el agua para cambiar de fase, y es una variable de gran importancia para que el modelo pueda calcular los flujos de agua hacia la superficie tomando como base también los datos de evaporación ingresados en el módulo atmosférico.

- ***Calibración del modelo de transporte de nutrientes***

El modelo fue calibrado a partir de los datos de calidad de agua medidos en una serie de tiempo para cada uno de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos obtenidos de las cinco semanas de muestreo constante realizadas entre el 25 de octubre al 29 de

noviembre de 2019 en el punto de muestreo P1 de la Figura 3. Durante el proceso de calibración del modelo de transporte de nutrientes se ajustaron gradualmente coeficientes y tasas de las reacciones químicas que gobiernan el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos de calidad del agua.

- **Validación del modelo de transporte de nutrientes**

Una vez calibrado el modelo se procedió a realizar la validación, que consistió en obtener una serie de tiempo adicional de MOHID que se pudiera comparar con los datos de calidad del agua medidos en el punto de muestreo P2 de la ciénaga.

- **Pruebas de bondad de ajuste**

Con el fin de comprobar el ajuste de los datos simulados por el modelo con relación a los medidos en campo, se realizaron dos pruebas de bondad de ajuste, una con la raíz del error cuadrático medio conocido - RMSE (Root Mean Squared Error), cuya función es determinar el error entre dos conjuntos de datos (Chai y Draxler 2014). Su fórmula es:

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^N \frac{(\phi_i - \phi_{iobs})^2}{N}} \quad (15)$$

Donde: ϕ_i es el valor pronosticado para la celda i , ϕ_{iobs} es el valor observado para la celda i , N es el número de valores analizados. El RMSE es siempre no negativo, y un valor de 0 (casi nunca alcanzado en la práctica) indicaría un ajuste perfecto a los datos. En la Tabla 6 se pueden apreciar los criterios de evaluación para este parámetro.

Tabla 6. Criterios para la evaluación del RMSE. Adaptado de: Ritter y Muñoz-Carpena (2013).

| Clasificación | Interpretación de la eficiencia del modelo |
|------------------------|---|
| Muy bueno | RMSE < 0.7 |
| Bueno | 0.7 < RMSE < 1.2 |
| Aceptable | 1.2 < RMSE < 2.2 |
| Insatisfactorio | RMSE ≥ 2.2 |

Y la otra prueba de bondad de ajuste fue llevada a cabo utilizando el *Index of Agreement* o índice de concordancia (d), que creado en 1984 por Willmot y representa la relación entre error cuadrático medio (MSE) y el error potencial (PE) multiplicado por N

(número de observaciones) y restado de uno (1); varía de 0 a 1, y entre mas alto el valor mejor concordancia hay con las observaciones, es decir, con cero (0) se presentan las menores correlaciones y con uno (1), un ajuste perfecto (Willmott 1984), que se calculó mediante la Ecuación 16.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (\phi_i - \phi_{iobs})^2}{\sum_{i=1}^N (|\phi_{iobs} - \bar{\phi}| + |\phi_i - \bar{\phi}|)^2} \quad (16)$$

3.5.4. Escenarios de simulación

Tomando como referente los estudios realizados por Diaz-Carvajal y Mercado-Fernández (2017) en los que se definieron las coberturas del terreno, el número de curva y los grupos hidrológicos de suelo (relacionados con la escorrentía) en la subcuenca de Betancí; además de las investigaciones de Chen et al. (2016), en donde se evaluó el aumento de nutrientes y disminución en el caudal de los afluentes del embalse Danjiangkou (China) para el análisis de la influencia conjunta del cambio climático y la acción antrópica sobre el recurso hídrico; y lo propuesto en cuanto a escenarios de simulación en la Guía Nacional para la Modelación de cuerpos de Agua Superficiales de Minambiente (2018), se ejecutaron escenarios de simulación para los efectos de las descargas de nitrógeno y fósforo total y variaciones en el caudal en época seca y húmeda que permitieran evaluar la influencia de las actividades agropecuarias que se dan en las microcuencas sobre el estado trófico de la ciénaga de Betancí, tal como se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Escenarios de simulación aplicados.

| Escenario | | Cambio |
|-----------|-----------------------|--|
| N° 1 | Aumento de nutrientes | Incremento en 50 % en la concentración de NT en los arroyos Trementinal, Vuelto, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| | | Incremento en 100 % en la concentración de NT en los arroyos Trementinal, Vuelto, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| | | Incremento en 50 % en la concentración de PT en los arroyos Trementinal, Vuelto, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| | | Incremento en 100 % en la concentración de PT en los arroyos Trementinal, Vuelto, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |

| Escenario | | Cambio |
|------------------|---|---|
| N°2 | Aumento de nutrientes y disminución de caudales | Incremento en un 50 % en la concentración de NT y disminución del 50% del caudal en los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| | | Incremento en un 100 % en la concentración de NT y disminución del 50% del caudal en los arroyos en los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| | | Incremento en un 50 % en la concentración de PT y disminución del 50% del caudal en los arroyos en los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| | | Incremento en un 100 % en la concentración de PT y disminución del 50% del caudal en los arroyos en los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| N°3 | Aumento de caudales | Incremento en un 50 % del caudal en los arroyos en los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| N°4 | Disminución de nutrientes | Descenso en un 50 % en la concentración de NT en los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |
| | | Descenso en un 50 % en la concentración de PT en los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y la quebrada El Ñeque |

Para cada escenarios de simulación se calculó el Índice de Estado Trófico de Carlson en los puntos P1, P2 y P3, con el fin de representar el estado trófico en las tres zonas definidas en la ciénaga.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. BATIMETRÍA

Con base en los datos recolectados en las dos campañas batimétricas se obtuvo la batimetría de la ciénaga de Betancí. En la Figura 6 se puede distinguir que los lugares de menor profundidad se encuentran en las zonas de desembocadura de los distintos arroyos, lo cual puede darse debido a las acumulaciones de sedimentos arrastrados por la corriente; la profundidad mínima registrada en la ciénaga es de 0.36 m.

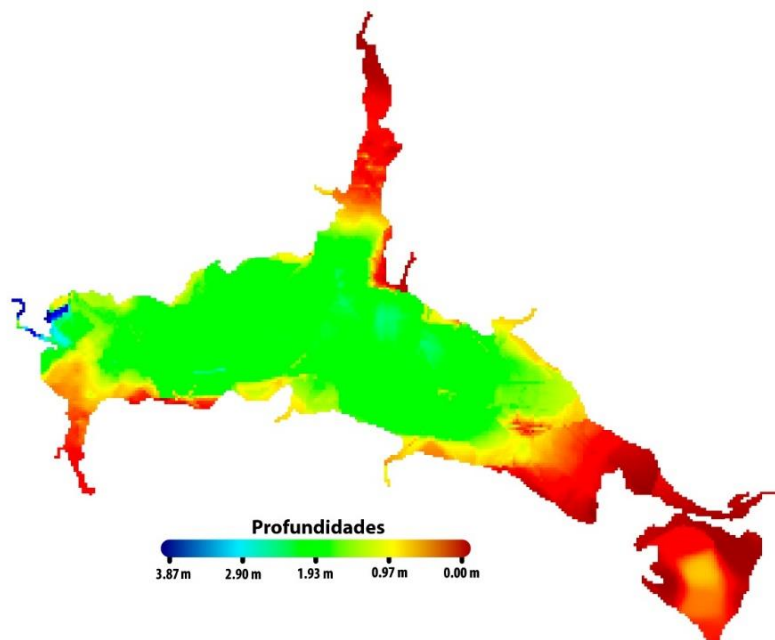


Figura 6. Resultado de la interpolación de datos batimétricos para la Ciénaga de Betancí.

El caño Betancí, único punto de salida de agua, es donde se presentan altas velocidades lo que permite que se aumente la capacidad de arrastre de sólidos provocando la socavación del fondo acuático, lo que origina que allí se localicen las mayores profundidades, siendo la máxima de 4.25 m, este tipo de comportamientos son comunes en la naturaleza tal y como lo indican Toapaxi et al. (2015). Es pertinente resaltar que en la mayoría de la zona central del cuerpo de agua se encuentran profundidades de al menos dos metros, muy cercanas a la profundidad media que es de 2.12 m. En la Ciénaga de Funera los valores son mucho menores, en parte también por la acumulación de sedimentos y la dinámica natural del humedal.

4.2. RESULTADOS DE LAS MEDICIONES DE CALIDAD DE AGUA

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos que fueron tomados y analizados en laboratorio para la primera campaña de muestreo (época seca), se encuentran en la Tabla 8 para los cinco puntos dentro del área superficial de la ciénaga, y en la Tabla 9 para los tres puntos medidos sobre las desembocaduras de los arroyos Tremental, Vueltoso y Las Lomitas y el promedio general de la ciénaga.

Tabla 8. Resultados de los parámetros en los puntos sobre la ciénaga y nivel de referencia – Época Seca.

| Parámetro | Und. | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | Nivel de referencia |
|----------------------------|------|------|-------|-------|------|-------|---------------------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 7.15 | 7.1 | 7.0 | 7.05 | 7.2 | 4.0 ^a |
| DQO | mg/L | 4.64 | 14.54 | 16.16 | 9.7 | 19.39 | --- |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 12.7 | 12.0 | 41 | 8.0 | 9.0 | --- |
| Nitratos | mg/L | 0.18 | 0.86 | 0.83 | 0.78 | 0.69 | 13 ^b |
| Turbidez | NTU | 166 | 184 | 254 | 178 | 224 | --- |
| Nitrógeno total | mg/L | 0.11 | 0.67 | 0.06 | 0.56 | 0.17 | 1.27 ^c |
| Fósforo total | mg/L | 0.12 | 0.4 | 0.13 | 0.23 | 0.22 | 0.0175 ^c |
| Fosfatos | mg/L | 0.04 | 0.08 | 0.05 | 0.08 | 0.07 | 0.035 ^b |
| Clorofila-a | µg/L | 1.4 | ND | 13.6 | 1.76 | 2.41 | 12.35 ^c |
| Disco de Secchi | m | 0.18 | 0.13 | 0.17 | 0.17 | 0.15 | 0.79 ^c |

Tabla 9. Resultados de los parámetros en las desembocaduras de los arroyos, promedio general para la ciénaga y nivel de referencia – Época Seca

| Parámetro | Und. | A1 | A2 | A3 | Promedio general ciénaga | Nivel de referencia |
|----------------------------|------|------|-------|-------|--------------------------|---------------------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 6.7 | 6.55 | 6.75 | 6.94 | 4.0 ^a |
| DQO | mg/L | 4.85 | 19.39 | 24.24 | 14.11 | --- |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 11 | 19 | 136.5 | 31.15 | --- |
| Nitratos | mg/L | 0.08 | 0.65 | 0.9 | 0.62 | 13 ^b |
| Turbidez | NTU | 153 | 194 | 282 | 204.4 | --- |
| Nitrógeno total | mg/L | 0.34 | 0.11 | 0.84 | 0.36 | 1.27 ^c |
| Fósforo total | mg/L | 0.06 | 0.24 | 0.31 | 0.21 | 0.0175 ^c |
| Fosfatos | mg/L | 0.01 | 0.07 | 0.08 | 0.06 | 0.035 ^b |
| Clorofila - a | µg/L | 2.44 | 5.4 | 14.03 | 5.86 | 12.35 ^c |
| Disco de Secchi | m | 0.13 | 0.17 | 0.14 | 0.16 | 0.79 ^c |

^a Norma nacional: Decreto 1594 de 1984.

^b Canadian Council of Ministers of the Environment.

^c Environmental Protection Agency. Ecoregional Nutrient Criteria for Lakes and Reservoirs. Ecoregion XIII: Southern Florida Coastal Plain.

Se puede observar que el OD en época seca se encuentra por encima del valor de referencia, tanto para el promedio como en cada uno de los valores obtenidos en los diferentes puntos muestreo, lo que indica que el cuerpo de agua cuenta con altos niveles de OD que le permiten un normal desarrollo de las especies acuáticas. Esto ocurre también con los nitratos, en donde en ningún caso se excede el límite permisible de 13 mg/L establecido por la normatividad de Canadá, lo que señala que en la ciénaga pueden presentarse pocas alteraciones por parte de las concentraciones de nitratos para época seca.

Los valores de NT no exceden los límites máximos permisibles, mientras que todos los de PT superan los referentes propuestos por la EPA. Caso similar al que ocurre con los fosfatos, ya que los valores medidos sobrepasan lo dictado por la norma canadiense a diferencia del punto sobre el Arroyo Las Lomitas (A1), con un valor de solo 0.01 mg/L. Esto se traduce en una posible alteración de la dinámica del fósforo en la ciénaga y su influencia sobre los organismos autótrofos y heterótrofos, que se relacionan directamente con su estado trófico, especialmente en la zona suroriental de la ciénaga donde las concentraciones resultaron mucho mayores (Punto A3).

La interacción entre los nutrientes y organismos autótrofos se determina mediante la clorofila-a, cuyo valor promedio general para esta época no supera los 12.35 $\mu\text{g/L}$ fijados por la EPA (Tabla 9), no obstante sí lo hace para los puntos P3 y A3 (zona suroriental), cercanos a la desembocadura de los arroyos Trementinal y El Ñeque, logrando así determinar que esta zona en específico es la más afectada por la descargas de nutrientes y donde se pueden ver las consecuencias de la contaminación por las actividades agropecuarias según lo dispuesto por Lin et al. (2020), entre las que se destaca menor concentración de oxígeno disuelto, lo que resulta perjudicial para los peces y otros organismos acuáticos.

Por último, se observa que la transparencia del Disco Secchi en todos los casos es bastante baja y no alcanza valores cercanos a los recomendados por la EPA, esto alerta sobre las cargas de sólidos suspendidos y otros materiales que posee la ciénaga y hacen que haya poca penetración de la luz solar en la columna de agua; si este escenario

continúa, podría verse afectada la producción de oxígeno disuelto, poniendo en riesgo la vida acuática, como lo corrobora en sus investigaciones sobre producción primaria y atenuación de la luz, Mejía-Téllez (1993).

Por otra parte, los resultados de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos tomados en campo y analizados en laboratorio para la época de lluvias (promedio de los seis muestreos continuos) se encuentran consolidados en la Tabla 10. Los valores detallados de cada campaña de muestreo de esta época se evidencian en el Anexo 6.

Tabla 10. Resultados de los parámetros en la ciénaga y nivel de referencia – Época Húmeda

| Parámetro | Und. | P1 | P2 | P3 | Promedio general | Nivel de referencia |
|--------------------------------|-------|--------|--------|--------|------------------|------------------------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 5.70 | 5.80 | 5.14 | 5.74 | 4.0 ^a |
| DBO5 | mg/L | 11.68 | 16.13 | 8.50 | 14.28 | --- |
| DQO | mg/L | 23.21 | 36.50 | 22.63 | 29.59 | --- |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 11.41 | 13.45 | 14.10 | 9.54 | --- |
| Nitratos | mg/L | 0.30 | 0.34 | 0.54 | 0.38 | 13 ^b |
| Nitritos | mg/L | 0.0028 | 0.0027 | 0.0085 | 0.005 | 0.06 ^b |
| Nitrógeno amoniacal | mg/L | 0.62 | 1.05 | 1.11 | 0.76 | 1.14 ^b |
| Nitrógeno total | mg/L | 1.06 | 1.42 | 2.16 | 1.32 | 1.27 ^c |
| Fósforo total | mg/L | 0.32 | 0.36 | 0.18 | 0.34 | 0.0175 ^c |
| Fosfatos | mg/L | 0.13 | 0.14 | 0.100 | 0.12 | 0.035 ^b |
| Conductividad eléctrica | µS/cm | 269.80 | 154.54 | 174.46 | 214.36 | --- |
| pH | | 7.43 | 7.35 | 6.42 | 7.39 | 4.5 a 9.0 ^a |
| Clorofila - a | µg/L | 24.55 | 14.39 | 64.32 | 29.55 | 12.35 ^c |
| Disco de Secchi | m | 0.19 | 0.16 | 0.13 | 0.17 | 0.79 ^c |
| Temperatura | °C | 29.45 | 29.44 | 30.46 | 29.78 | --- |
| Salinidad | PSU | 0.07 | 0.07 | 0.08 | 0.07 | --- |

^a Norma nacional: Decreto 1594 de 1984.

^b Canadian Council of Ministers of the Environment.

^c Environmental Protection Agency. Ecoregional Nutrient Criteria for Lakes and Reservoirs. Ecoregion XIII: Southern Florida Coastal Plain.

De la Tabla 10 se observa que el promedio y todos los valores de OD para esta época no se registran por debajo de los 4 mg/L que es el referente establecido por la normatividad que actualmente rige en el territorio nacional. Sin embargo los datos de la zona suroriental (P3 y A3), muestran que allí se disponen los menores valores, esto debido

a los altos niveles de nitrógeno total hallados en la zona, ya que se pueden estar presentando procesos intensos de mineralización del nitrógeno orgánico y de nitrificación, provocando que el oxígeno disminuya mucho más que en el resto de la ciénaga; como ocurre en la ciénaga de Ayapel según lo demostrado en las investigaciones de Chalarca-Rodríguez et al. (2007). Se aprecia una diferenciación con los datos obtenidos en la temporada seca, debido a que en esta los menores valores de oxígeno se sitúan sobre las desembocaduras de los principales arroyos, y las mayores concentraciones se hallan en la parte central de la ciénaga.

Por su parte, el promedio de los nitratos en esta época, al ser comparados con el criterio de la norma canadiense, se encuentra lejos de superarlo, incluso el valor máximo registrado de este parámetro, de 0.87 mg/L en el muestreo 2 (Anexo 6), está muy por debajo del límite máximo permisible; por lo que se infiere que su valor no representa un riesgo para el desarrollo normal de la vida en el ecosistema. Sin embargo, las mayores concentraciones se disponen en la parte suroriental de la ciénaga (P3), mientras que la distribución en el área superficial de la ciénaga es mucho más uniforme en época seca, donde solo se aprecia una disminución considerable en la desembocadura del arroyo Las Lomitas y el área cercana al dique (P1 y A1).

Los nitritos no superan el nivel de referencia de la norma canadiense, los valores de este parámetro son relativamente bajos debido a que representan un estado intermedio de la transformación de nitrógeno amoniacal a nitratos. Sin embargo, el nitrógeno amoniacal se encuentra muy cerca de superar el valor de referencia, incluso muchos de los datos registrados en los puntos 2 y 3 exceden dicho criterio (Anexo 6); esto pone en alerta el posible riesgo de alteración en el desarrollo normal de la vida en el sistema acuático para dicha temporada. Estos parámetros, que solo se analizaron en época de lluvias, poseen mayores concentraciones en la parte suroriental de la ciénaga (P3), aunque el NH_3 presenta también altas concentraciones en la ensenada La Hamaca (P2). Se observa también que los valores menores se hallan cerca al caño Betancí hacia donde evacúa el agua la ciénaga en lluvias (P1), lo que indica la influencia de la dinámica del agua en la distribución y transporte de este compuesto tal como lo indican Kerem et al. (2016).

Se aprecia también que en NT promedio para esta época excede los límites máximos establecidos por la EPA, aunque muchos de los valores registrados en las diferentes campañas de muestreo, especialmente para P1 (Anexo 6) no superan el valor de referencia. Los valores en la temporada de lluvias están muy por encima de los encontrados en seca, y las mayores concentraciones se sitúan en la zona suroriental (P3). Es importante relacionar las concentraciones de estos parámetros con las actividades que se realizan en las microcuencas de los arroyos mencionados, por ejemplo, Boutell y Toribio (2006) afirman que la urea convencional como principal fuente de nitrógeno conlleva a pérdidas importantes por lavado y escorrentía, por lo que se deduce que muchos de los abonos que se utilizan en la agricultura y pastoreo en las microcuencas Vuelto, Tremental y El Ñeque, terminan siendo transportados hacia la ciénaga de Betancí.

De modo similar, tanto el promedio como todos los valores registrados de PT exceden el referente, esto es preocupante ya que altas concentraciones de nutrientes pueden generar un desequilibrio en el sistema provocando eventos no deseados de contaminación. Las concentraciones en esta época son mucho mayores que en la temporada seca, y los valores son más elevados en los puntos P1 y P2, es decir en las zonas de la ensenada La Hamaca (al igual que en época seca) y el dique sobre el caño Betancí. Para los fosfatos, el valor promedio en húmeda superó considerablemente el límite de referencia establecido por la normativa canadiense, al igual que ocurre con todos los valores registrados para dicha temporada (Anexo 6); sus concentraciones más altas se sitúan también sobre los puntos P1 y P2 en ambas temporadas.

Estos altos valores de fosfatos y fósforo total en la ciénaga pueden deberse al uso indiscriminado de abonos inorgánicos con fosfatos solubles; la elevada solubilidad de estos compuestos provoca que sean arrastrados fácilmente por las aguas de riego y lluvias de las microcuencas Vuelto y Las Lomitas, principalmente, y que sean transportados a la ciénaga de Betancí, proceso similar al que describen Bolaños-Alfaro et al. (2017) en su investigación. También pueden darse debido al aumento del nivel del agua provocado por la construcción del dique sobre el caño Betancí, que permitió que una gran cantidad de biomasa vegetal quedara bajo el agua, posteriormente se descompusiera y aumentara

la carga de nutrientes en el lugar, fenómeno similar al ocurrido en la Laguna del Sauce en Uruguay, cuyo represamiento provocó que mucha biomasa vegetal se descompusiera e incrementaran los niveles de nutrientes (RAPAL Uruguay 2010).

Los datos registrados de pH para la ciénaga en época húmeda se encuentran dentro del rango de referencia propuesto por la norma nacional, por lo que los valores de este parámetro están dentro de los niveles normales y no afecta, al menos significativamente, el normal desarrollo de la vida acuática y la salud del ecosistema.

La clorofila-a reporta un valor promedio que supera el límite máximo permisible establecido por la EPA, aunque en el registro detallado del Anexo 6 se evidencia que algunos valores, sobre todo en los puntos 1 y 2, se hallan por debajo de los 12.35 $\mu\text{g/L}$. Las concentraciones de Cl-a aumentaron considerablemente en la temporada de lluvias con respecto a los valores registrados en el período seco, indicando que el aumento en los procesos de escorrentía y descarga de agua hacia la ciénaga, resultan en una mayor productividad de algas y macrofitas que pueden traer serias consecuencias sobre la producción de oxígeno y el normal desarrollo de la vida acuática en la ciénaga como lo señala Ruiz (2017). Esto se comprueba también al comparar el valor de transparencia del disco Secchi baja obtenido en la ciénaga, con respecto al referente establecido por la EPA.

La distribución de los valores de clorofila muestra una similitud entre ambas épocas, encontrándose las más altas concentraciones en la zona suroriental de la ciénaga (P3 y A3), esto indica que es el lugar en donde se da la mayor productividad primaria y desarrollo de biomasa algal en este sistema acuático. Considerando que la clorofila-a depende de la concentración de nutrientes (PT y NT), penetración de la luz y temperatura del agua, es posible que estos aumentos se deban a las altas concentraciones halladas, especialmente para los nitrógenos, en esta zona; sin embargo, como lo afirman en su investigación Maroneze et al. (2014) también podría deberse a la alta concentración de nutrientes sumado con la influencia de los vientos que generan una deriva del fitoplancton hacia la zona en cuestión; ya que, como se aprecia en la Figura 4, para la región, los vientos provienen del occidente y van hacia el oriente.

De acuerdo con las mediciones de calidad del agua se elaboraron mapas de distribución espacial de la concentración de cada uno de los parámetros monitoreados (Anexo 7).

4.3. ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO

4.3.1. Índice de Estado Trófico de Carlson

El Índice de estado trófico de Carlson promedio para la ciénaga en temporada seca resultó ser de 47.1, valor que entra en la categoría mesotrófica. También se calculó el índice para cada uno de los puntos de muestreo (Tabla 11). En la Figura 7 se puede observar como en los lugares donde se encontraron las mayores concentraciones de los parámetros, especialmente de los nitrógenos y clorofila, resultaron con un mayor grado trófico.

Tabla 11. Resultados del índice de Estado Trófico de Carlson para la época seca.

| Lugar | IET Carlson | Grado |
|----------------|--------------------|-----------------------|
| P1 | 32.93 | Mesotrófico |
| P2 | 38.87 | Mesotrófico |
| P3 | 43.80 | Mesotrófico |
| P4 | 43.91 | Mesotrófico |
| P5 | 44.00 | Mesotrófico |
| A1 | 34.90 | Mesotrófico |
| A2 | 45.73 | Mesotrófico |
| A3 | 55.84 | Ligeramente Eutrófico |
| General | 47.10 | Mesotrófico |

Un estado mesotrófico representa un grado de producción biológica media, en el que no hay un exceso de nutrientes, pero el cuerpo es vulnerable a eventos de contaminación, sobre todo en la desembocadura del arroyo Trementinal, en donde las descargas de nutrientes resultan ser mayores gracias a que posee mayor área de escorrentía. Esto indica que si por algún motivo los aportes de los afluentes de la ciénaga llegasen a aumentar, ya sea por el incremento en el caudal o las concentraciones, traerían consigo fuertes cambios sobre el estado trófico, tal como ocurre en la época húmeda, donde con un valor general

de 60.78 la ciénaga cambió a medianamente eutrófico, con valores mucho más elevados en la zona suroriental, tal como se indica en la Figura 7.

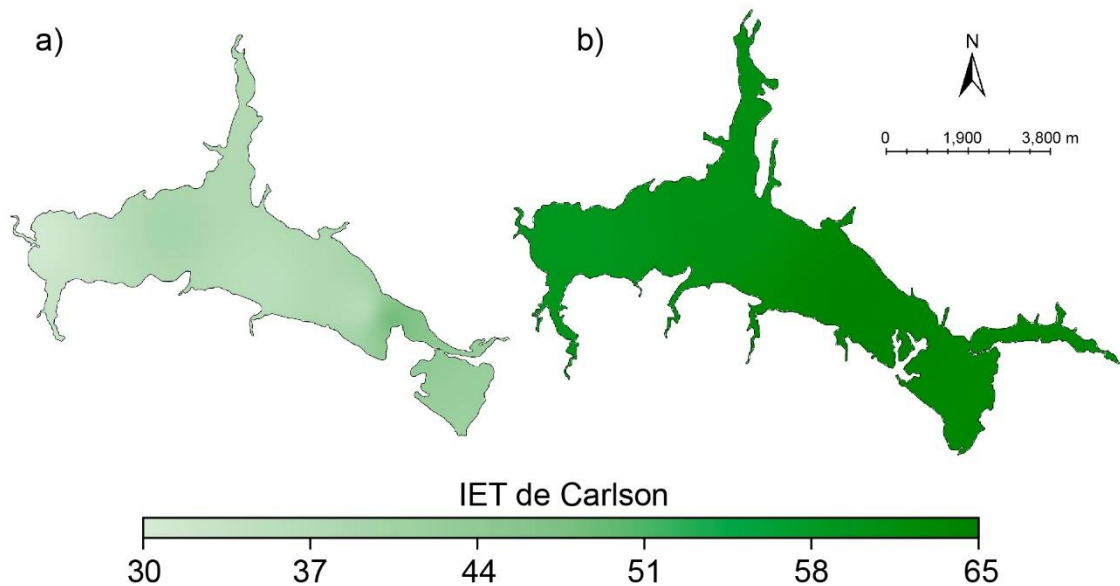


Figura 7. Índice de Estado Trófico de Carlson. a) Época seca. b) Época húmeda.

El índice de estado trófico de Carlson general para la ciénaga de Betancí en época húmeda, resultó en grado medianamente eutrófico. En la Tabla 12 se relacionan los valores de dicho índice para cada punto:

Tabla 12. Resultados del índice de Estado Trófico de Carlson para la época húmeda.

| Punto | IET Carlson | Grado |
|----------------|-------------|------------------------|
| P1 | 59.30 | Ligeramente eutrófico |
| P2 | 60.95 | Medianamente eutrófico |
| P3 | 64.79 | Medianamente eutrófico |
| General | 60.78 | Medianamente eutrófico |

El estado medianamente eutrófico de la zona suroriental y centro norte de la ciénaga alerta sobre los eventos de proliferación de algas verdes y alteración de la dinámica ecosistémica de la zona, poniendo en riesgo el desarrollo normal de los macroorganismos acuáticos debido a la falta de oxígeno y poca penetración de la luz que se pueda dar en el lugar. Los resultados de este índice concuerdan con los hallados por Zhang y You (2017) en el embalse Erwangzhuang en la República Popular China, donde se encontraron zonas con valores mayores de estado trófico, que oscilaba entre mesotrófico y ligeramente

eutrófico, influenciados principalmente por las altas concentraciones de clorofila-a y nitrógeno total hallados.

4.3.2. Índice de Estado Trófico de la OCDE

El índice de estado trófico propuesto por la OCDE en promedio para la época seca resultó, por parte de la concentración de clorofila-a, en grado mesotrófico que es igual al obtenido con el Índice de Carlson, mientras que para los valores de PT y transparencia indicaron que se hallaba en estado hipereutrófico (Tabla 13).

Tabla 13. Resultados del índice de Estado Trófico de la OCDE para la época seca.

| Punto | IET OCDE (Cl-a) | IET OCDE (DS) | IET OCDE (PT) |
|----------------|------------------------|----------------------|----------------------|
| P1 | Oligotrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| P2 | ND | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| P3 | Eutrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| P4 | Oligotrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| P5 | Oligotrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| A1 | Oligotrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| A2 | Mesotrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| A3 | Eutrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| General | Mesotrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |

Al ser el común entre ambos índices, se puede inferir que el estado de la ciénaga para esta época fue mesotrófico, pero debido a los aportes de nutrientes y sedimentos provenientes de los diferentes afluentes, especialmente los de la zona oriental, se puede provocar que la ciénaga adquiriera un nivel trófico superior como el de hipereutrófico y sea susceptible a la proliferación de algas y a la contaminación. Por otro lado, al aplicar el Índice OCDE para los resultados obtenidos en época de lluvias se obtuvo que la ciénaga se encontraba en un estado hipereutrófico (Tabla 14).

Tabla 14. Resultados del índice de Estado Trófico de la OCDE para la época húmeda.

| Punto | IET OCDE (Cl-a) | IET OCDE (DS) | IET OCDE (PT) |
|----------------|------------------------|----------------------|----------------------|
| P1 | Eutrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| P2 | Eutrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| P3 | Hipereutrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |
| General | Hipereutrófico | Hipereutrófico | Hipereutrófico |

Como se observa, solo en P1 y P2 por parte de la clorofila-a se obtuvo un estado eutrófico, mientras que para el resto se parámetros en todos los puntos se encontró un grado hipereutrófico. La interpretación del índice OCDE es algo compleja, porque se analiza cada parámetro por separado sin que pueda haber integración alguna, aunque refleja claramente que el estado trófico es de carácter multidimensional, es decir, que puede depender de muchas variables, pero principalmente se considera a la clorofila-a como el principal determinante de las variaciones en la eutrofia de los cuerpos, como lo afirman Fraile et al. (1994) al analizar el estado trófico con este mismo índice en varios embalses de la provincia de Zamora en España.

Por su parte, en cuanto al estudio realizado por la CVS (2014) en el cual solo se muestreó en la parte centro y occidental de la ciénaga (ensenada La Hamaca, centro de la ciénaga, Maracayo y próximo al dique), se determinó a través de indicadores biológicos, que el cuerpo se encontraba en un estado mesotrófico con tendencia a la eutrofia, y teniendo en cuenta las concentraciones de nitratos y nitritos se le clasificó como mesotrófica y oligotrófica respectivamente; esto concuerda con la presente investigación en la medida en que se determina que diversas zonas de la ciénaga presentan distinto estado trófico, sin embargo en dichos estudios no se tuvo en cuenta el cambio para temporadas seca y húmeda y tampoco se realizaron muestreos en la zona suroriental de la ciénaga, donde se presentan las mayores concentraciones de nutrientes y clorofila-a.

Estos reportes comprueban un cambio en el estado trófico general de la ciénaga de Betancí entre una temporada y otra; resultando para ambos índices, mayor en época de lluvias, gracias al aumento en el transporte de nutrientes producto de la escorrentía natural dada por el ciclo hidrológico sobre los terrenos utilizados para actividades agropecuarias en la subcuenca.

4.4. RESULTADOS DE LA MEDICIÓN Y ESTIMACIÓN DE CAUDALES

Los caudales estimados de los arroyos Trementinal, Vueltoso, Las Lomitas y León que desembocan en la ciénaga de Betancí y los de las quebradas El Ñeque y Betancí, que aportan directamente a la ciénaga de Funera, así como el medido sobre el caño Betancí

para la temporada de lluvias y que fueron ingresados como condiciones de frontera al modelo, se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15. Caudales estimados de los afluentes de la ciénaga de Betancí y medido para el Caño Betancí.

| Corriente | Caudal época seca (m³/s) | Caudal época húmeda (m³/s) |
|-----------------------|--|--|
| A. Trementinal | 0.94 | 10.09 |
| A. Vueltoso | 0.19 | 1.72 |
| A. Las Lomitas | 0.22 | 2.13 |
| A. León | 0.02 | 0.72 |
| Q. El Ñeque | 0.61 | 6.85 |
| Q. Betancí | 0.05 | 0.45 |
| Caño Betancí* | 0.00 | 9.32 |

*El caño Betancí corresponde al único punto de salida de agua de la subcuenca.

A manera detallada, en el Anexo 8 se muestran las variables utilizadas en la estimación de dichos caudales. Como se aprecia en la Tabla 15, las corrientes de mayor caudal son el arroyo Trementinal y la quebrada El Ñeque, al poseer estos mayor área de escorrentía, mientras que la quebrada Betancí y el arroyo León, al tener las microcuencas más pequeñas, resultaron con menores caudales. Es importante aclarar que el valor medido de caudal en el dique resultó inferior a la suma de las entradas por parte de los arroyos y quebradas, precisamente porque los valores estimados tienen en cuenta la precipitación media para cada época, es decir, son caudales medios, mientras que el valor medido corresponde al dato de un solo día y no representa el caudal para toda la época.

4.5. RESULTADOS DE CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO

4.5.1. Modelo Hidrodinámico

El modelo hidrodinámico fue calibrado modificando los flujos de calor latente, que representan el calor necesario para evaporar el agua en la ciénaga. Este parámetro utiliza como insumo la evaporación ingresada a través de los datos meteorológicos; las simulaciones realizadas obtuvieron un número de Courant de 0.97, indicando estabilidad numérica. Para la época seca se usaron valores de flujos de calor latente entre los -500 y 50 W/m², mientras que en la húmeda los valores se encontraban en el rango de los -2700 y 3400 W/m², obteniéndose la calibración mostrada en la Figura 8. De tal forma que al determinar el ajuste entre los conjuntos de datos por medio del RMSE se obtuvo un valor

de 0.0067 para seca y 0.0239 para húmeda, clasificados en la categoría de muy buen ajuste; el índice de concordancia resultó de 0.991 para época seca y de 0.997 para húmeda, mostrando un ajuste adecuado de los datos calculados con relación a los medidos. Estos resultados confirman que el modelo hidrodinámico posee una exactitud muy alta con respecto a la conducta natural de la ciénaga y, por tanto, se puede considerar que el modelo implementado es una herramienta confiable.

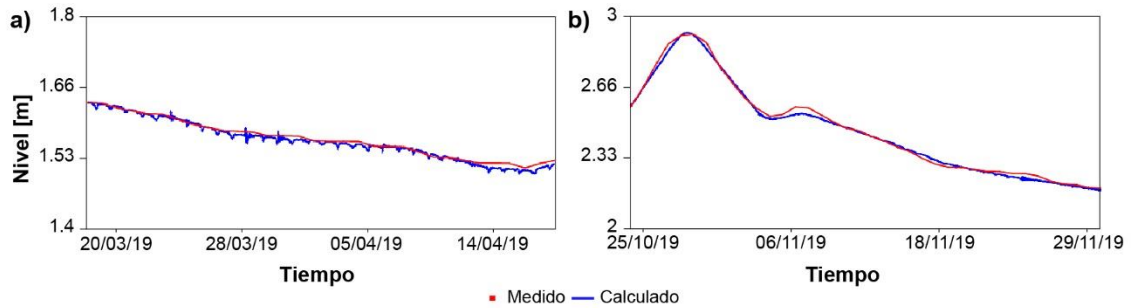


Figura 8. Calibración del nivel de agua para la estación Maracayo en épocas seca (a) y húmeda (b).

4.5.2. Modelo de transporte de nutrientes

La calibración del modelo de transporte de nutrientes se llevó a cabo realizando la modificación de los coeficientes involucrados en las ecuaciones que determinan el comportamiento de los parámetros de calidad del agua de la presente investigación. Se tuvo en cuenta el valor de referencia dado por defecto en MOHID y los recomendados en el informe de *Tasas, Constantes y Formulaciones Cinéticas en el Modelado de la Calidad del Agua Superficial* de la EPA (1985).

Para realizar la calibración del nitrógeno amoniacal, los nitratos y nitritos fue necesario ajustar las tasas de decaimiento del nitrógeno orgánico en partículas, mineralización del nitrógeno orgánico disuelto refractario y no refractario y las constantes de nitrificación de referencia, utilizando los valores mostrados en el Anexo 9. Los parámetros más sensibles fueron la tasa de descomposición del PON, que incluso influyó en la concentración de oxígeno disuelto además del amoníaco, y las tasas de nitrificación y desnitrificación a temperatura de referencia que condicionaban en gran medida las concentraciones de los nitratos y nitritos. De este modo se lograron ajustar los valores para el grupo de los nitrógenos inorgánicos:

- **Nitrógeno Amoniacal:**

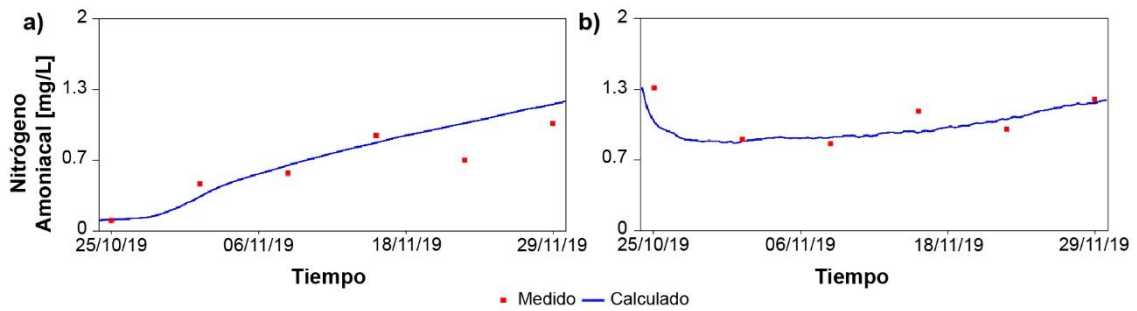


Figura 9. Calibración (a) y validación (b) del nitrógeno amoniacal.

La Figura 9 muestra el resultado de la calibración realizada para el nitrógeno amoniacal en el punto 1 y la validación para el punto 2. Al realizar las pruebas de bondad de ajuste se obtuvo, para el P1, un RMSE de 0.17, que lo encaja en la categoría de muy buen ajuste, y un índice de concordancia de 0.93, bastante cercano a 1, que indica un ajuste adecuado de los datos medidos con respecto a los simulados. Del mismo modo, para P2 el RMSE fue de 0.16, entrando también dentro de esta misma categoría, y el índice de concordancia resultó ser de 0.75, un poco más alejado de 1, es decir, un ajuste un poco menos exacto que el obtenido para P1.

- **Nitratos:**

Para los nitratos se obtuvo un comportamiento similar en la calibración para P1 y validación para P2 (Figura 10). Al aplicar las pruebas de bondad de ajuste se obtuvo que P1 presentó un RMSE de 0.10, que, aunque hallado dentro de la categoría de muy buen ajuste, al aplicar el índice de concordancia se obtuvo un valor de 0.51, lo que indica un ajuste medianamente bueno. El punto P2 por su parte, obtuvo un mejor ajuste que el anterior, al presentar un RMSE de 0.12 y encontrarse en la categoría de muy buen ajuste y un índice de concordancia de 0.59, mucho más cercano al 1.

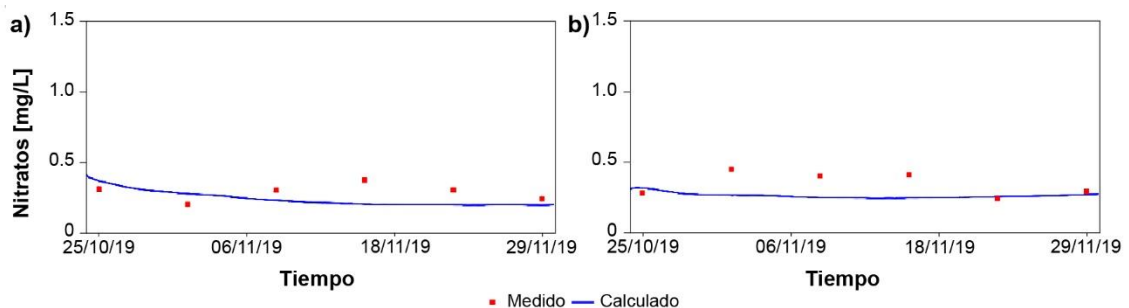


Figura 10. Calibración (a) y validación (b) de los nitratos.

- **Nitritos:**

La calibración y validación de los nitritos se aprecia en la Figura 11. Al realizar las pruebas de bondad de ajuste para los dos puntos, se obtuvo que para P1 el RMSE fue de 0.002, es decir, una simulación muy bien ajustada, resultado que discrepa un poco con el obtenido en el índice de concordancia, que fue de 0.19, o sea, un valor muy cercano a cero que representa un ajuste no muy adecuado de los datos. Esto puede darse principalmente porque el RMSE no es tan sensible a los datos pequeños como es el caso de las concentraciones de nitritos, en cambio, el índice de concordancia sí. Algo similar ocurre con P2, donde el RMSE resultó de 0.003, lo que indica un muy buen ajuste, mientras que el índice de concordancia fue de 0.19 mostrando también un ajuste un poco menos adecuado.

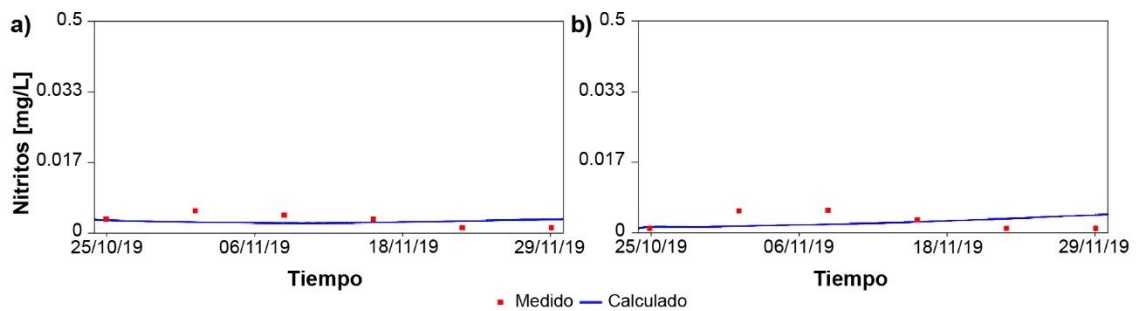


Figura 11. Calibración (a) y validación (b) de los nitritos.

- **Fosfatos:**

Para realizar la calibración de los fosfatos fue necesario modificar las tasas de mineralización de cada una de las fracciones de fósforo orgánico, como se muestra en el Anexo 9. Para este caso el parámetro más sensible fue la tasa de mineralización de referencia del fósforo orgánico disuelto no refractario, que afectaba directamente las concentraciones de fosfatos en la columna de agua. El comportamiento de los datos medidos versus los simulados (Figura 12) mostró un RMSE de 0.023 para P1 y de 0.024 para P2, que encajan dentro de un grado de muy buen ajuste, y un índice de concordancia de 0.85 y 0.88 para los puntos 1 y 2 respectivamente, por lo que se concluye que los datos calculados presentan un ajuste adecuado con relación a los valores reales de la ciénaga.

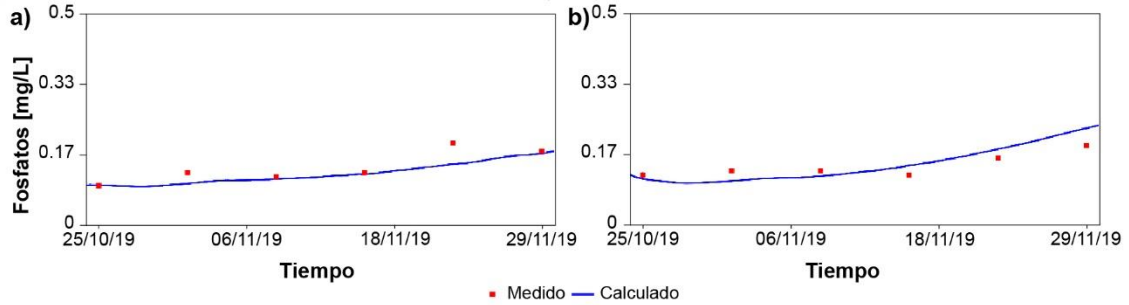


Figura 12. Calibración (a) y validación (b) de los fosfatos.

- **Clorofila-a:**

Los coeficientes modificados para la calibración de la clorofila-a suponían un cambio también para otros parámetros como los nitrógenos, fósforos y oxígeno, por lo que su ajuste se realizó teniendo en cuenta el equilibrio entre la modificación de uno u otro coeficiente y el resultado obtenido para cada uno de los parámetros; en el Anexo 9 se puede observar el ajuste realizado a las variables relacionadas con la clorofila-a. Los parámetros más sensibles fueron las tasas de crecimiento y respiración del fitoplancton, que tuvieron una estrecha relación con las concentraciones de oxígeno disuelto. También se notó mayor sensibilidad en las constantes de excreción y mortalidad del fitoplancton, que además de la clorofila-a condicionaban los valores de nitrógeno y fósforo orgánicos, que a su vez determinaban el comportamiento de sus homólogos inorgánicos, y en las tasas de crecimiento y pastoreo del zooplancton, ya que estas definían la producción secundaria que dependía de los organismos autótrofos.

El ajuste de estos coeficientes permitió obtener la calibración para P1 y su respectiva validación para P2, mostradas en las Figura 13. Se logra apreciar que los valores simulados por MOHID coinciden en gran medida con los obtenidos en el análisis de este parámetro ya que las pruebas de bondad de ajuste muestran un RMSE de 0.40 para P1 y de 0.26 para P2, y un índice de concordancia de 0.96 y 0.75 para los puntos 1 y 2 respectivamente, esto comprueba un muy buen ajuste de los datos simulados con respecto a los medidos dado por el proceso de calibración adecuado para este parámetro.

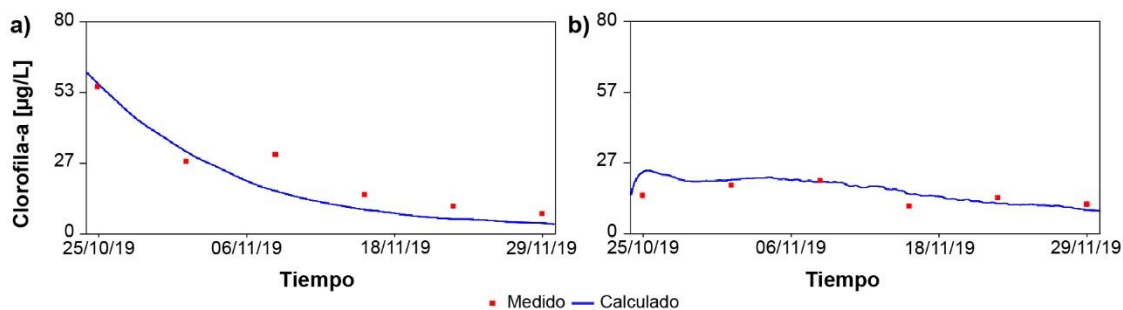


Figura 13. Calibración (a) y validación (b) de la clorofila-a.

Los cambios realizados en los coeficientes y las tasas repercuten sobre muchos de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos, como es el caso de las tasas de descomposición y mineralización de la materia orgánica, especialmente nitrógeno y fósforo orgánico, que no solo afectan la concentración de sus fracciones inorgánicas, sino que, al ser reacciones que consumen oxígeno, provocan una afectación directa sobre este. Así, al disminuir las tasas mencionadas anteriormente se logró obtener una disminución en la concentración de nitrógenos y fósforos inorgánicos y un aumento en el oxígeno disuelto de la ciénaga. Otro de los factores modificados para la calibración del oxígeno y la DBO es el coeficiente de oxidación de la DBO (Anexo 9).

- ***Oxígeno Disuelto:***

En la Figura 14 se muestra el comportamiento del oxígeno disuelto simulado en P1 (calibración) y P2 (validación). En las pruebas de bondad de ajuste, para P1 resultó un valor de RMSE de 1.01, que encaja dentro de la categoría de “buen ajuste” y para el índice de concordancia de 0.68, encontrándose también dentro de este grado. Por su parte, el ajuste para P2 resultó ser mucho mejor puesto que se obtuvo un RMSE de 0.66 y un índice de concordancia de 0.86, que lo clasifica como muy buen ajuste.

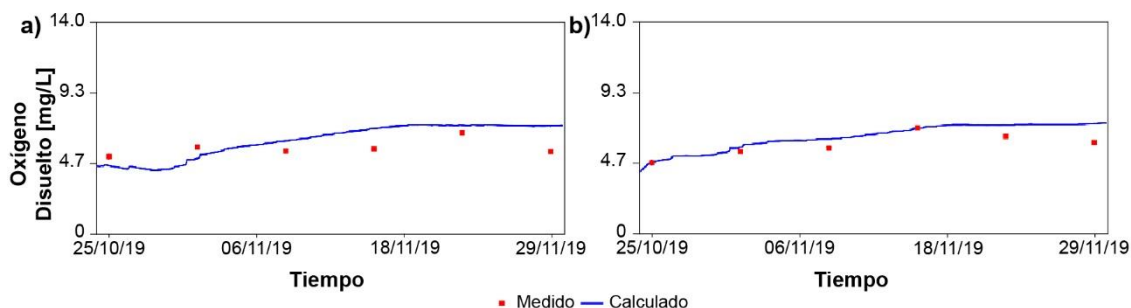


Figura 14. Calibración (a) y validación (b) del oxígeno disuelto.

- ***Demanda Bioquímica de Oxígeno:***

La calibración de la DBO para P1 y validación para P2 se muestra en la Figura 15; Estos valores de DBO simulados resultan medianamente concordantes con el comportamiento de los datos registrados en campo, lo que se corrobora con las pruebas de bondad de ajuste, que fueron insatisfactorias para el RMSE con valores de 3.12 y 3.01 para P1 y P2 respectivamente, y de afinidad media para el índice de concordancia con valores 0.58 y 0.75.

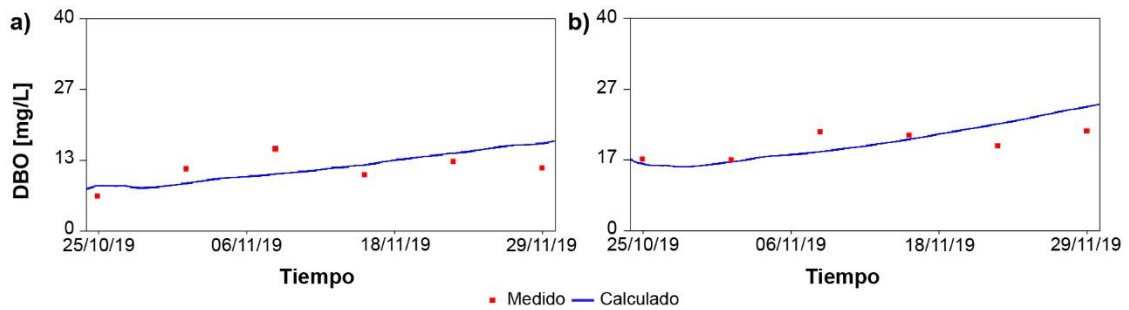


Figura 15. Calibración (a) y validación (b) de la DBO.

- ***Sólidos Suspendedos:***

Para el ajuste de los sólidos suspendidos se modificó la velocidad de sedimentación de partículas en la ciénaga (Anexo 9). Esto logró que se obtuvieran la calibración y validación mostradas en la Figura 16, donde se evidencia un comportamiento similar entre los datos medidos y los calculados por el modelo; al realizar las pruebas de bondad de ajuste de este parámetro resultó un RMSE de 3.22 y 2.79 para P1 y P2 respectivamente, mostrando un grado poco satisfactorio, mientras que el índice de concordancia fue de 0.60 para P1 y de 0.83 para P2, mostrando un ajuste de mediano a bueno.

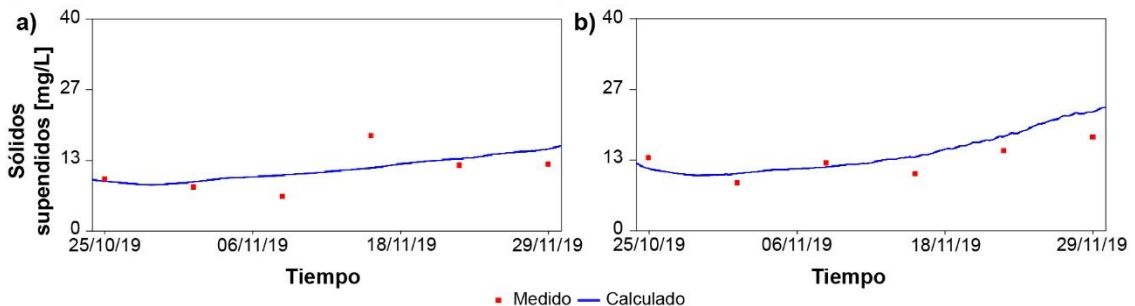


Figura 16. Calibración (a) y validación (b) de sólidos suspendidos.

- **Temperatura:**

Los datos de temperatura fueron calibrados ajustando los valores de flujo de calor sensible entre la superficie del agua y la atmósfera, que se complementan con los valores de radiación solar impuestos como forzantes del modelo. De este modo, usando flujos de calor sensible en el orden de los -3200 a 2500 W/m^2 , se obtuvo la calibración de temperatura para P1 y su validación para P2 mostradas en las Figura 17. La bondad de ajuste realizada para la temperatura resultó en el grado de “muy buen ajuste” según los valores de RMSE de 0.65 y 0.57 respectivamente para P1 y P2. Lo mismo ocurre con el índice de concordancia, que obtuvo un valor de 0.64 para P1 y de 0.63 para P2, mostrando un ajuste adecuado de los datos.

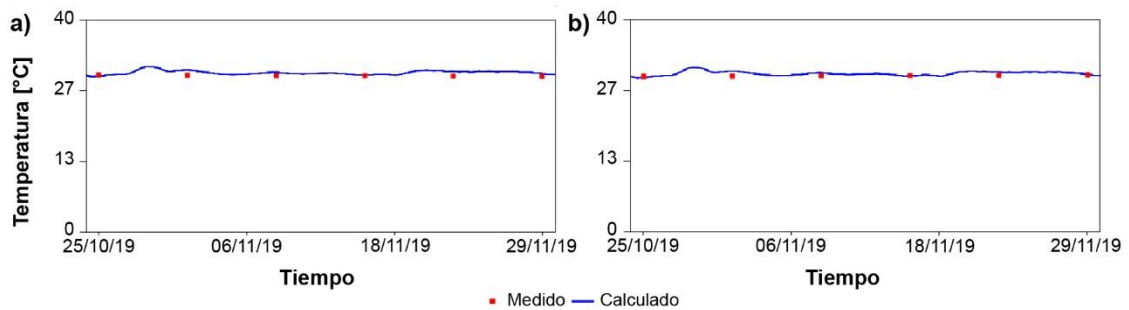


Figura 17. Calibración (a) y validación (b) de la temperatura.

De manera general, la calibración del modelo mostró un ajuste adecuado para los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos de calidad de agua (especialmente de los nutrientes) y la hidrodinámica tenidos en cuenta en la presente investigación, lo que permite que se puedan simular escenarios con fines predictivos del comportamiento del estado trófico de la ciénaga frente a eventos de aumento y disminución de descargas de nutrientes provenientes principalmente de las actividades agropecuarias dadas en la subcuenca de la ciénaga de Betancí. Es importante mencionar que los valores simulados de algunos parámetros como la DBO difirieron un poco en cuanto a los reales debido a que la implementación del modelo trae consigo la simplificación de muchos fenómenos de la realidad, y uno de ellos es que a la ciénaga se le ingresaron caudales y concentraciones constantes por parte de los arroyos, lo cual no ocurre en el sistema naturalmente.

Que el comportamiento de los valores simulados de algunos parámetros como la DBO y los sólidos suspendidos no sea exactamente el mismo de los valores reales, o bien, que las pruebas de bondad de ajuste no hayan resultado todas dentro de la categoría de “buen ajuste”, puede darse debido a todas las simplificaciones que se realizan durante la construcción e implementación del modelo, ya que, por ejemplo, los caudales y concentraciones de los arroyos que descargan a la ciénaga se definieron como constantes, lo que no ocurre en el sistema naturalmente y por lo tanto puede alterar un poco los resultados.

4.6. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN

4.6.1. Hidrodinámica

Las variaciones espaciotemporales del nivel de agua para 28 días de simulación en ambas temporadas se muestran en la Figura 18 (nótese que las escalas para cada mapa son distintas); en ella se puede apreciar que a medida que pasa el tiempo, el nivel de agua en la ciénaga va disminuyendo. Dado que en época seca no hay salidas de flujo de agua hacia el caño Betancí, la disminución del nivel se da por la evaporación del agua influenciada directamente por la radiación solar en la zona.

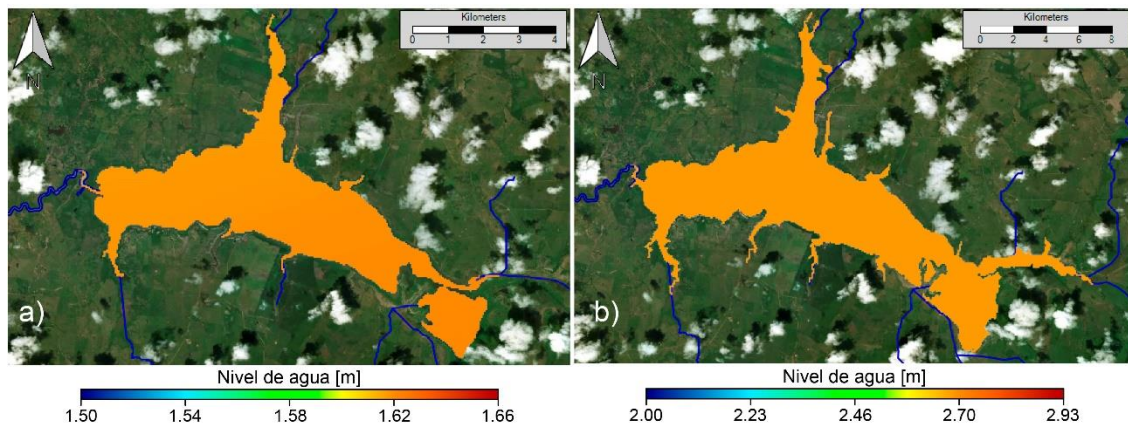


Figura 18. Variación del nivel agua a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

En la Figura 19 se aprecia la dinámica de las velocidades del agua en la ciénaga, para este caso la velocidad está condicionada por la fuerza de los vientos además de la entrada de flujo por parte de los arroyos principales, sin embargo son valores relativamente bajos y permanecen casi constantes a lo largo del tiempo. Para época húmeda los mayores

valores se hallan en la zona del dique sobre el caño Betancí, puesto que es por donde sale gran cantidad de agua. Nótese que en la zona suroriental de la ciénaga se presenta un movimiento elíptico del flujo de agua como especie de un remolino, esto según lo indicado por Maroneze et al. (2014) posee un efecto significativo sobre la distribución de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos analizados, especialmente la deriva del fitoplancton hacia esta parte de la ciénaga.

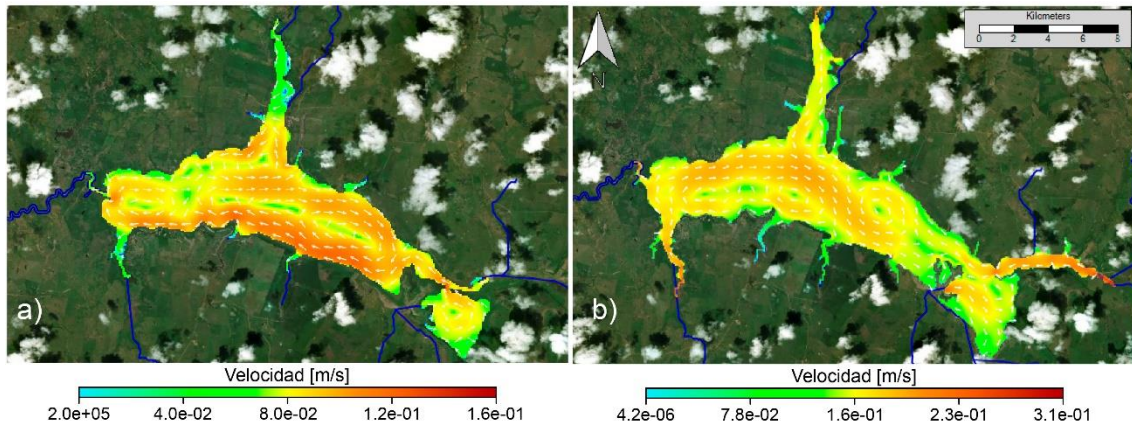


Figura 19. Variación de las velocidades a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

4.6.2. Transporte de Nutrientes

- *Nitrógeno Amoniacal*

En la Figura 20, se puede apreciar que en época seca se presenta una distribución bastante uniforme en el área superficial de la ciénaga, siendo un poco más baja su concentración en las desembocaduras de los arroyos y la zona de la ciénaga de Funera. Mientras que en época húmeda el comportamiento es bastante diferente, dado al aumento en la zona suroriental donde desembocan los arroyos Trementinal y El Ñeque, en donde se alcanzan los valores máximos, afectando esta parte de la ciénaga y logrando que aumente la concentración en el resto del cuerpo de agua, a excepción de la desembocadura del arroyo Vueltoso donde se sitúan las menores concentraciones:

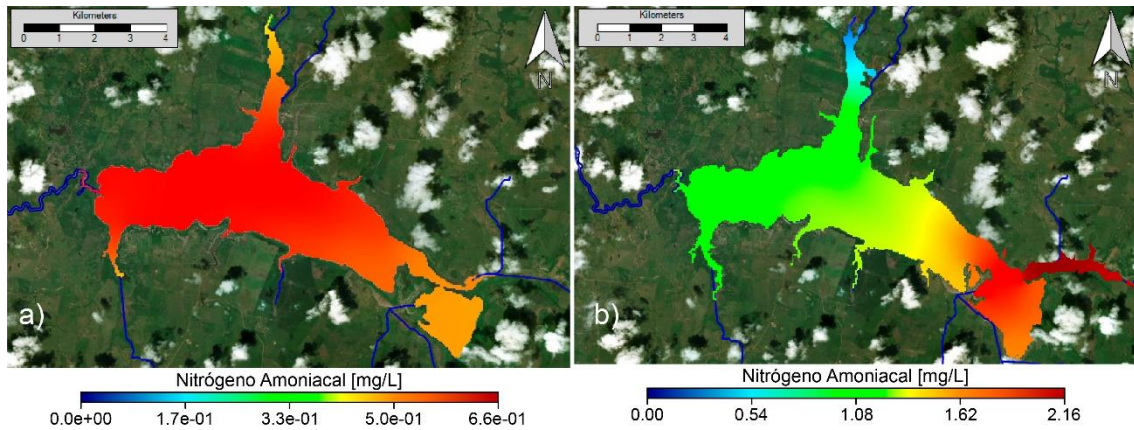


Figura 20. Variación del NH_3 a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- **Nitratos**

Un fenómeno de distribución homogénea de los nitratos se evidencia en el modelo espaciotemporal para época seca mostrado en la Figura 21; sin embargo, levemente se aprecia que la zona con mayor concentración corresponde a la encontrada en la desembocadura del arroyo Trementinal, mientras que las áreas con menor concentración son las halladas en las cercanías del arroyo Las Lomitas. Cosa que no ocurre en la temporada de lluvias, donde la diferenciación es más marcada y se puede apreciar la disminución en la concentración que hay en la zona aledaña al dique sobre el caño Betancí y la desembocadura del arroyo Las Lomitas, y luego el aumento dado por la descarga de los arroyos Trementinal y El Ñeque.

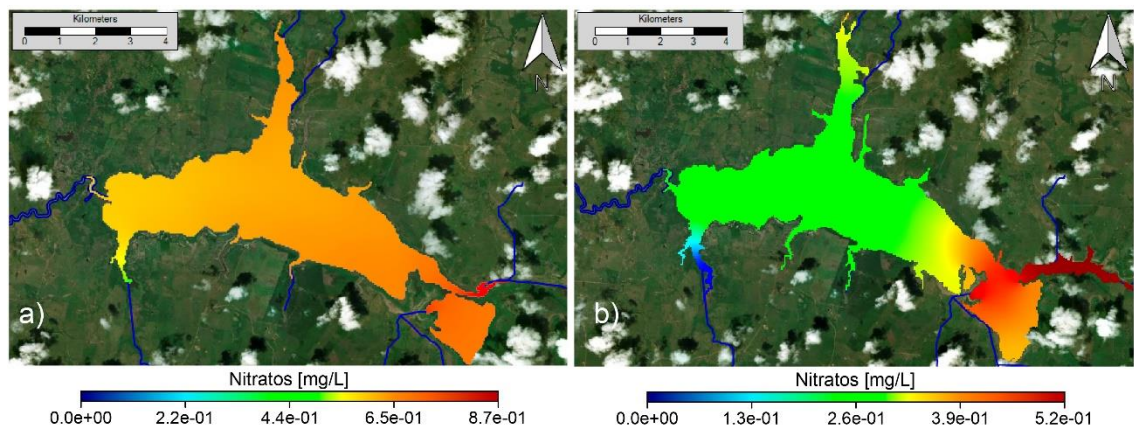


Figura 21. Variación del NO_3 a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- **Nitritos**

El comportamiento espaciotemporal de los nitritos simulados se muestra en la Figura 22; en época seca se evidencia que a lo largo de tiempo, no hay cambios significativos en las concentraciones de este parámetro, excepto en la zona cercana al dique en donde se observa que sus valores ascienden un poco, mientras que para la temporada de lluvias, la influencia de la descarga de los arroyos Trementinal, El Ñeque y Vuelto repercute sobre la concentración de este parámetro en casi toda la ciénaga, y especialmente en la zona cercana a la ciénaga de Funera.

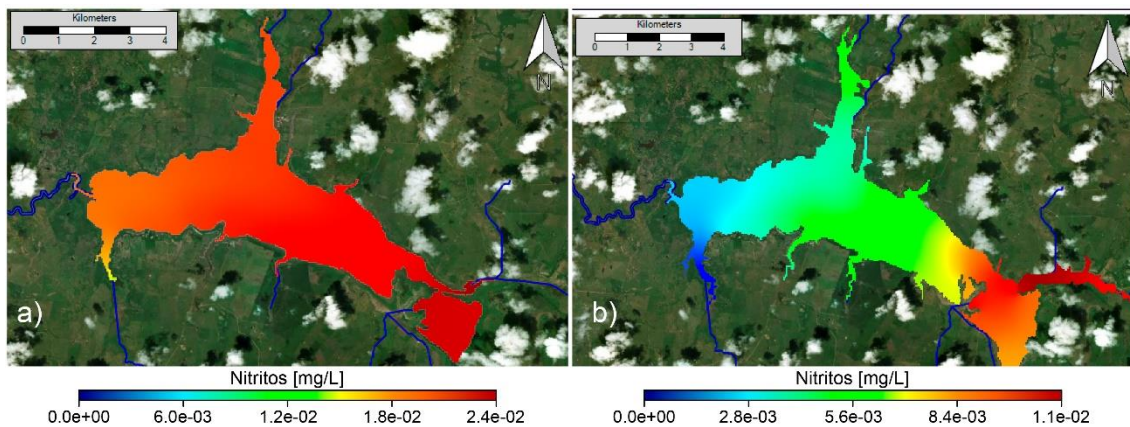


Figura 22. Variación del NO_2 a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- **Fosfatos**

El comportamiento de los fosfatos se puede apreciar en los modelos de distribución espaciotemporal de simulación (Figura 23); para época seca se evidencia que las zonas de menor concentración son las cercanas al dique sobre el caño Betancí, mientras que los valores van aumentando a medida que se acercan a la zona de la ensenada La Hamaca y la ciénaga de Funera; es importante aclarar que para este parámetro en dicha época también se presenta cierta distribución homogénea. En época húmeda es posible apreciar que debido a las descargas de los arroyos Trementinal, El Ñeque y Vuelto, que son las más representativas, se logra que las concentraciones aumenten significativamente casi en toda el área superficial del espejo de agua, siendo menos pronunciado en la parte cercana al dique sobre el caño Betancí y la desembocadura del arroyo Las Lomitas.

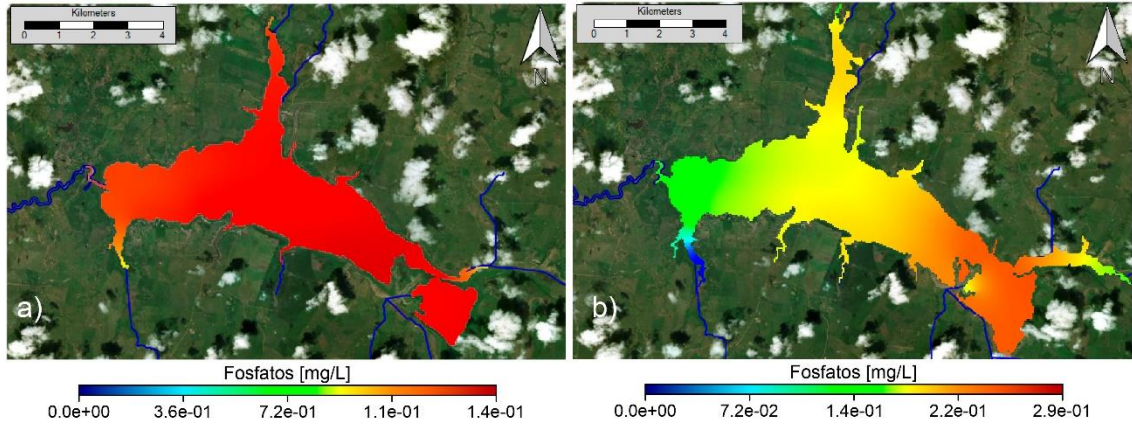


Figura 23. Variación del PO_4 a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- **Clorofila-a**

Los modelos de simulación de clorofila-a mostrados en la Figura 24 evidencian un aumento en las concentraciones de este parámetro en época seca, especialmente en las zonas de las desembocaduras de los arroyos principales, la parte suroriental y la ciénaga de Funera, y se diferencian significativamente de los encontrados en el resto del espejo de agua, notándose la influencia de las altas concentraciones de nutrientes halladas también en esta misma zona. Para lluvias, se distingue un descenso en la concentración que coincide con la finalización de dicha temporada, sin embargo, se logra apreciar que se obtienen valores mucho menores en la desembocadura del arroyo Las Lomitas, la zona cercana al dique y la ensenada La Hamaca, mientras que se conservan una predominancia de altas concentraciones de clorofila en la zona suroriental.

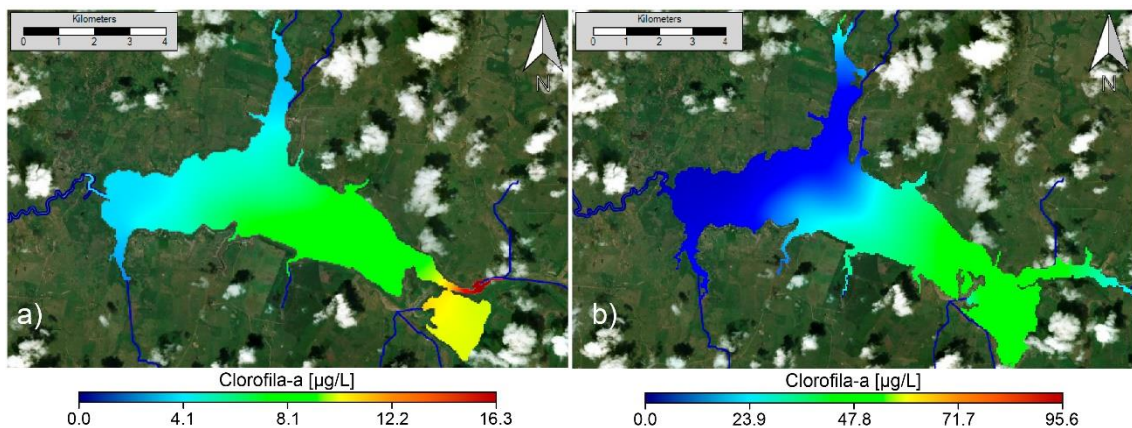


Figura 24. Variación de la Cl-a a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- ***Oxígeno Disuelto***

El oxígeno disuelto en época seca presenta un comportamiento bastante uniforme a lo largo del período simulado, lo que se evidencia en los modelos (Figura 25), donde solo se puede observar una leve disminución en de este parámetro en la zona suroriental de la ciénaga a lo largo del tiempo. Este mismo fenómeno no ocurre en la temporada húmeda en donde el comportamiento del OD es un poco más dinámico; se evidencia que las concentraciones siempre son menores para las zonas cercanas a las desembocaduras de los arroyos principales, y el área suroriental, donde se encuentra la mayor concentración de nutrientes, por lo que se corrobora la influencia que poseen las reacciones químicas de descomposición de la materia orgánica que se dan en este lugar, sobre el oxígeno disuelto.

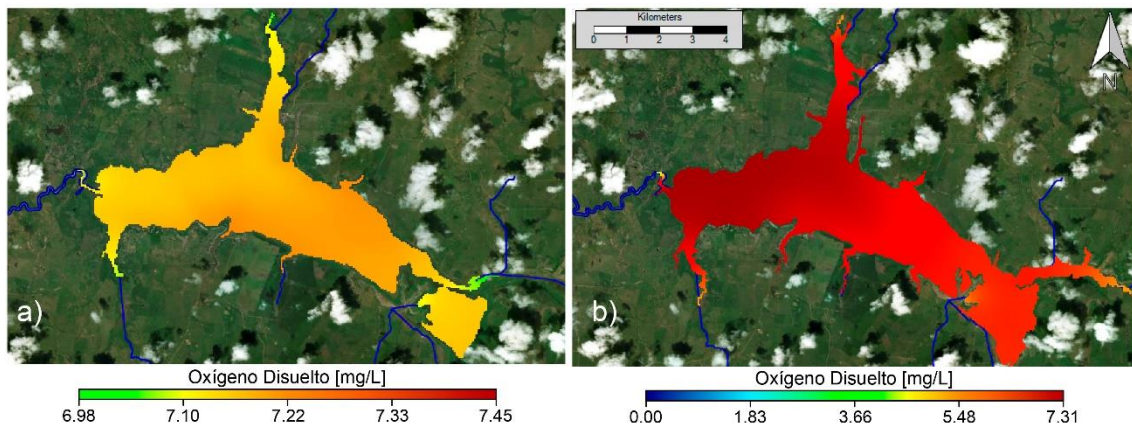


Figura 25. Variación del OD a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- ***Demanda Bioquímica de Oxígeno***

Un aumento en la concentración de DBO a lo largo del tiempo simulado se muestra en la Figura 26, aunque para la época seca se presenta un comportamiento casi homogéneo en la DBO, las áreas cercanas al dique sobre el caño Betancí y la ensenada La Hamaca presentan los menores valores, mientras que la concentración incrementa de manera considerable en la zona suroriental. Caso similar a lo que ocurre en la temporada de lluvias, donde se evidencia la influencia que poseen las descargas de los arroyos Trementinal y El Ñeque sobre toda la ciénaga, especialmente en la zona suroriental y la ciénaga de Funera.

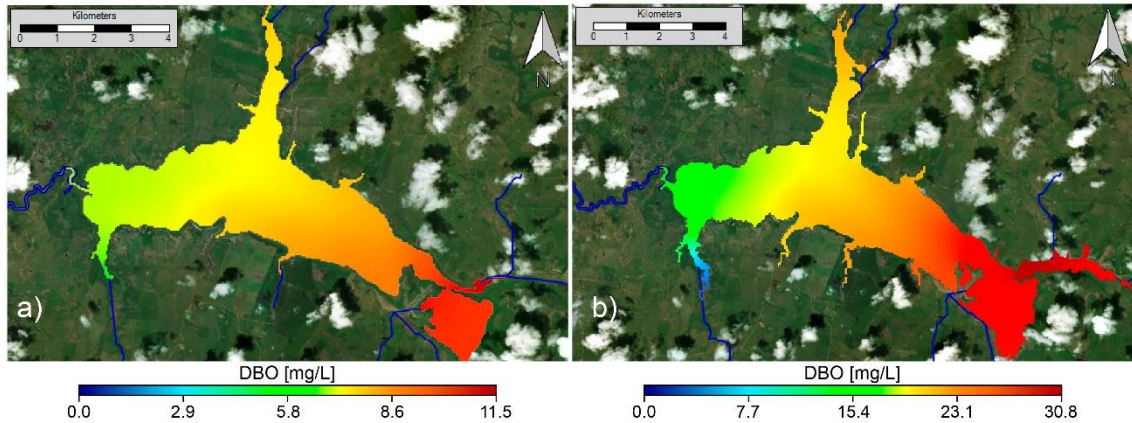


Figura 26. Variación de la DBO a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- **Sólidos Suspendedos**

El comportamiento simulado de este parámetro (Figura 27) en la época seca indica un aumento considerable en las concentraciones de la zona suroriental de la ciénaga, especialmente cerca a la ciénaga de Funera y las desembocaduras de los arroyos Trementinal y El Ñeque, donde se alcanzan valores mucho mayores que los simulados en las desembocaduras de los arroyos Vuelto y Las Lomitas. Similar a lo que ocurre en la época de lluvias, ya que debido a las altas descargas de los arroyos Trementinal y El Ñeque alcanza valores máximos en la zona suroriental y la ciénaga de Funera, mientras que los menores valores se hallan en la ensenada La Hamaca y la parte noroccidental.

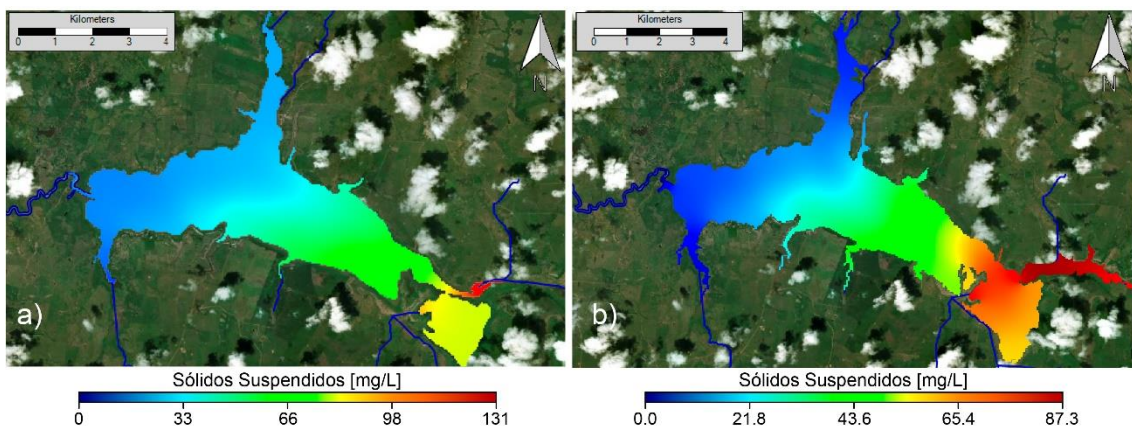


Figura 27. Variación de sólidos suspendidos a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

- **Temperatura**

La simulación de este parámetro en época seca no varía en gran medida, solo se evidencia un mínimo cambio en la zona de la desembocadura del arroyo Trementinal y la ciénaga de Funera, este comportamiento casi constante se evidencia también para la temporada de lluvias, donde se pueden apreciar fluctuaciones muy mínimas de este parámetro, siendo un poco mayor en la zona suroriental de la ciénaga (Figura 28).

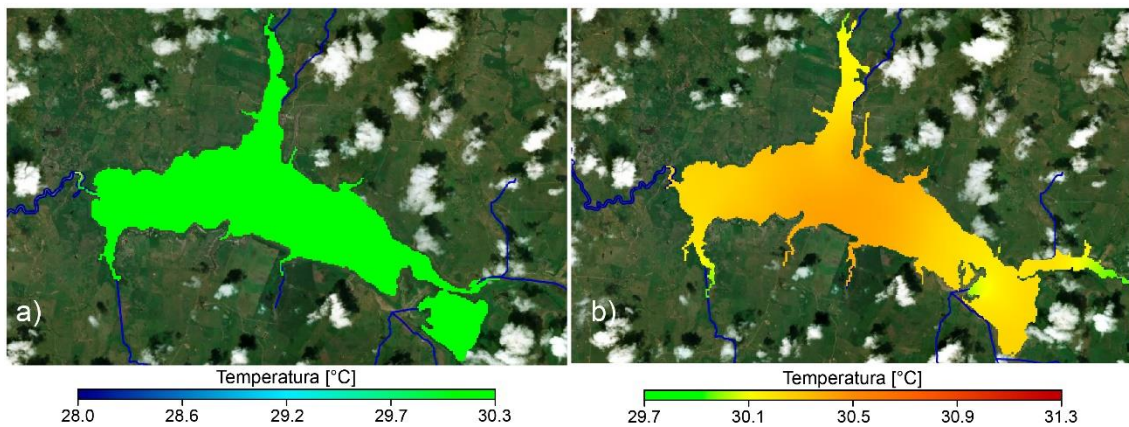


Figura 28. Variación de la temperatura a los 28 días de simulación a) época seca, b) época húmeda.

De manera general, en las simulaciones de la temporada seca se pudo evidenciar la influencia de la obstrucción de agua en el dique sobre el caño Betancí; la ausencia de flujos de agua saliente hace que los compuestos se mezclen en la columna de agua y se distribuyan en un área mucho mayor, lo que ocasiona que la ciénaga sea más vulnerable a eventos de contaminación, puesto que, si las descargas de contaminantes aumentan, entonces estos se dispersarán por todo el espejo de agua y no habrá salida hasta que el nivel esté por encima de la cota del dique, concordando con los resultados de Zhang y You (2017) en el que se observó la influencia del cierre de las compuertas sobre la calidad del agua del embalse Erwangzhuang en China.

Las simulaciones en la época húmeda mostraron la influencia que posee la salida de agua sobre la distribución de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos; al haber un flujo saliente se aprecia como en las zonas cercanas al dique sobre el caño Betancí y la ensenada La Hamaca se evacúan las altas cargas encontradas, cosa que ocurre en menor medida por la parte suroriental de la ciénaga, hacia las inmediaciones de la ciénaga de

Funera y las desembocaduras de los arroyos El Ñeque y Trementinal. Un mayor movimiento del agua hace que la dispersión de los nutrientes sea mayor, esto ocasiona que su dinámica sea mucho más cambiante y por lo tanto haya más variabilidad en la producción de algas y macrofitas en la ciénaga, esto se relaciona con las investigaciones de Yongeun et al. (2013) donde se comprueba que el control de flujos de agua en los embalses repercute directamente sobre las concentraciones de nitrógeno y fósforo total, y estas a su vez con la producción de clorofila-a.

4.7. ESCENARIOS DE SIMULACIÓN

Los resultados de los escenarios de simulación aplicados para evaluar la influencia de las actividades agropecuarias sobre el estado trófico de la ciénaga de Betancí se presentan a continuación para cada temporada estudiada; en cada figura se muestra el cambio de los parámetros teniendo en cuenta los escenarios planteados. En el Anexo 10 se muestran detalladamente los valores ingresados de concentraciones de nutrientes y caudales de los arroyos para cada escenario.

4.7.1. Temporada Seca

- *Escenarios de variación en la concentración de Nitrógeno Total y caudales*

De manera general, en la época seca evidencia que los efectos de variaciones en las concentraciones entrantes de nitrógeno poseen un impacto poco marcado con respecto al valor de referencia en las concentraciones de nutrientes y clorofila-a en la ciénaga. Por ejemplo, para el caso del nitrógeno amoniacal los mayores cambios se dan cuando incrementan las concentraciones de NT en un 100 % en las desembocaduras de los principales arroyos, alcanzando valores en P1 y P3 cercanos a los 0.65 mg/L (Figura 29); para los escenarios de cambio en los caudales y concentraciones de NT entrantes se presenta un fenómeno similar al anterior, donde en P1 y P3 hay mayores cambios, sin embargo para estos escenarios se da una variación más notoria en las concentraciones de nitrógeno amoniacal cuando se aumentan el NT en un 50 y 100 % y se disminuyen los caudales entrantes.

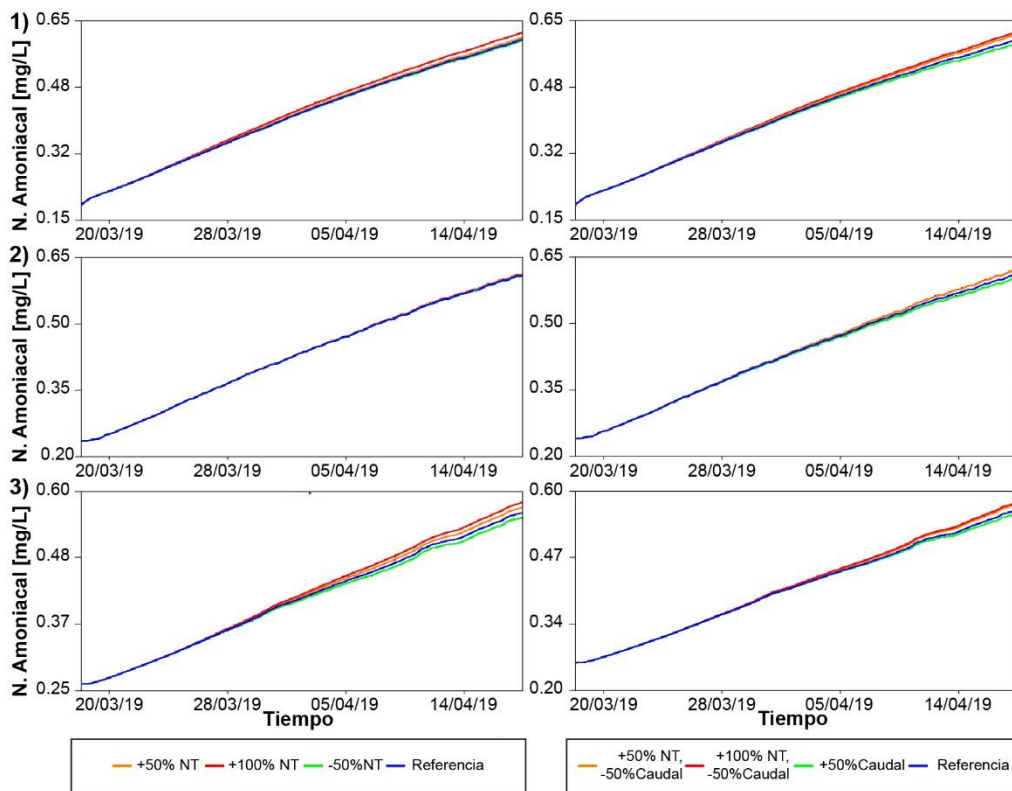


Figura 29. Variación de NH_3 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

Para los nitratos se observa que los mayores efectos al variar de la concentración de NT se producen sobre P3, en donde se presenta un aumento en las concentraciones superior a las presentadas en este mismo escenario (+ 100% NT) sobre los puntos P1 y P2. Por su parte, al hacer una variación de los caudales y concentración de NT, los efectos más notorios se dan sobre los puntos P1 y P3 especialmente cuando se aumenta en un 100 % la concentración de NT y se disminuye el caudal en un 50 % (Figura 30).

En la Figura 31 se aprecian los efectos que poseen las variaciones de nitrógeno total y caudales sobre los nitritos en P1, P2 y P3; se observa un efecto poco notorio en su comportamiento para P1 y P2, mientras que para P3 se logra una consecuencia más significativa en la concentración para cada escenario, donde se alcanzaron valores mucho mayores con el aumento de 50 y 100 % de NT y menores con la disminución de 50 % de NT con respecto a la referencia. Los escenarios de variación en los caudales y concentraciones resultaron, de manera general, menos relevantes que los anteriores, sin embargo, se puede resaltar que en P3 hay un aumento significativo en el valor de nitritos cuando se incrementa en 100 % en NT y disminuye el caudal.

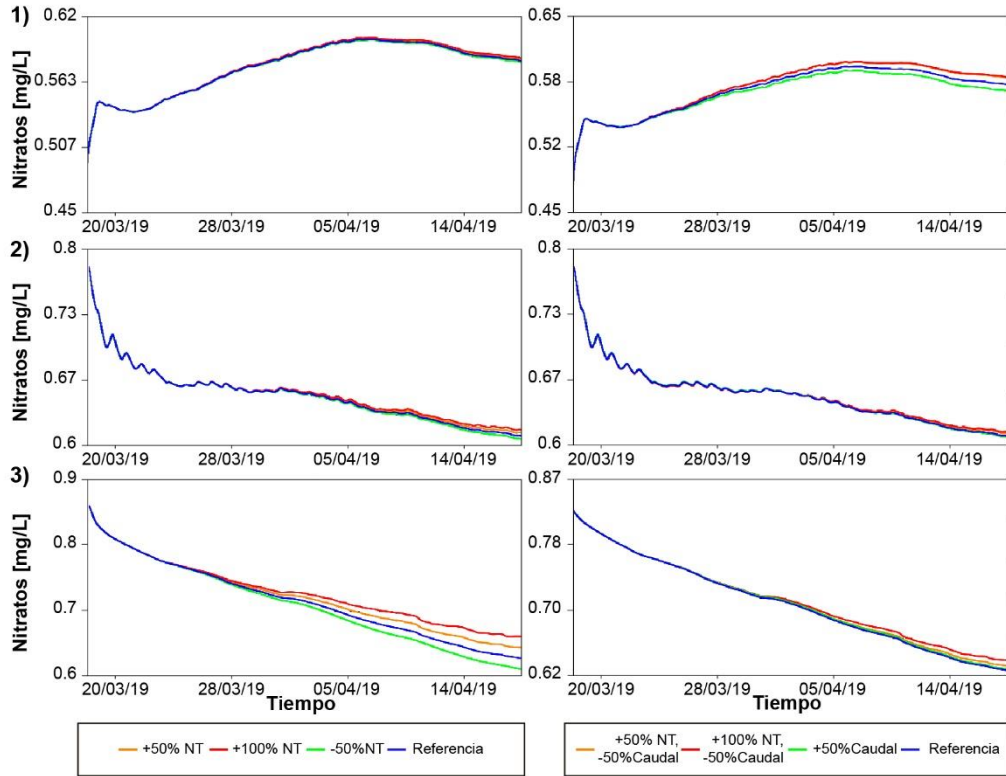


Figura 30. Variación de NO_3 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

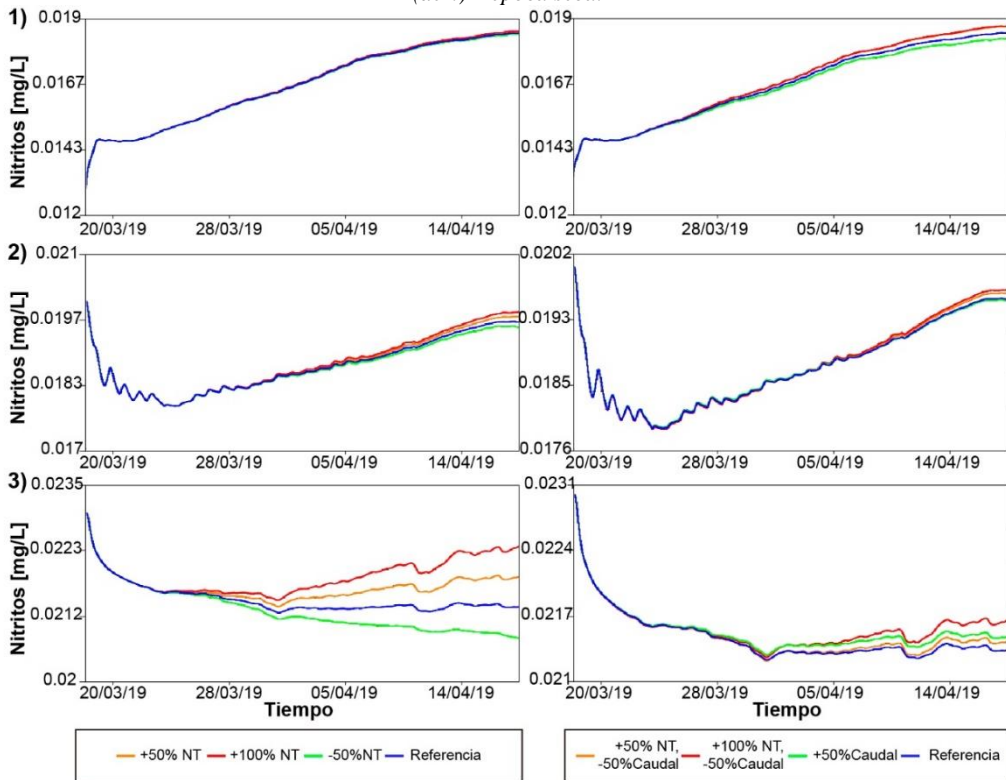


Figura 31. Variación de NO_2 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

Los efectos de variación de NT que ingresa a la ciénaga de Betancí ocurren sobre los organismos autótrofos y todos los procesos de producción biológica que se dan en el sistema, como lo indica la concentración de clorofila-a para cada escenario (Figura 32). Efectivamente a medida que se incrementa el nitrógeno entrante, aumentan las concentraciones de clorofila-a, y una disminución de estos provoca un descenso en la producción biológica y por lo tanto en la clorofila evidenciada. Por su parte, los cambios en los caudales (disminución) y concentraciones (aumento) revelan que el cambio en la clorofila-a es menos significativo, incluso para el punto P3 se logra apreciar que hay mucha mayor influencia del aumento en el caudal sobre la producción biológica.

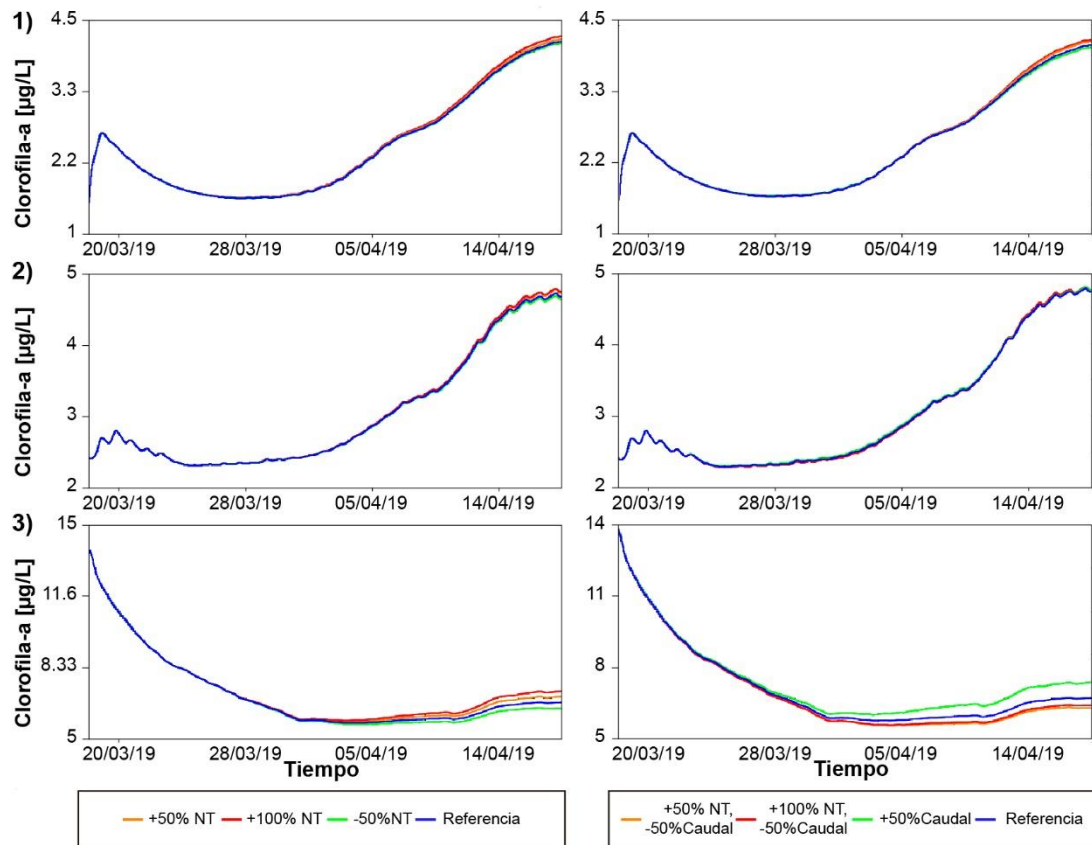


Figura 32. Variación de Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

Los efectos en los cambios de concentración de NT y caudales sobre el índice de estado trófico de Carlson en los tres puntos de control de la ciénaga de Betancí se aprecian en la Figura 33. Los cambios observados muestran que las mayores consecuencias del aumento en las descargas de caudal y de nitrógeno total a la ciénaga se dan sobre P3; por ejemplo, en P1 y P2 solo hay un leve efecto del escenario de incremento en 100 % del NT y del

escenario de disminución de caudal a la mitad y aumento del 100 % de NT, mientras que en P3 resulta un aumento significativo con respecto al valor de referencia la adición de 50 y 100 % de NT y también el incremento del caudal. Si bien, con los escenarios de subida en las descargas de NT se evidencia un cambio en el estado trófico del cuerpo de agua, sobre todo en P3, también la disminución a corto plazo en la concentración entrante de NT a la ciénaga traería efectos positivos para el estado trófico, que, aunque no habría un cambio en la categoría, hace que se encuentre más lejos de cambiar a un grado trófico superior según la clasificación de Carlson.

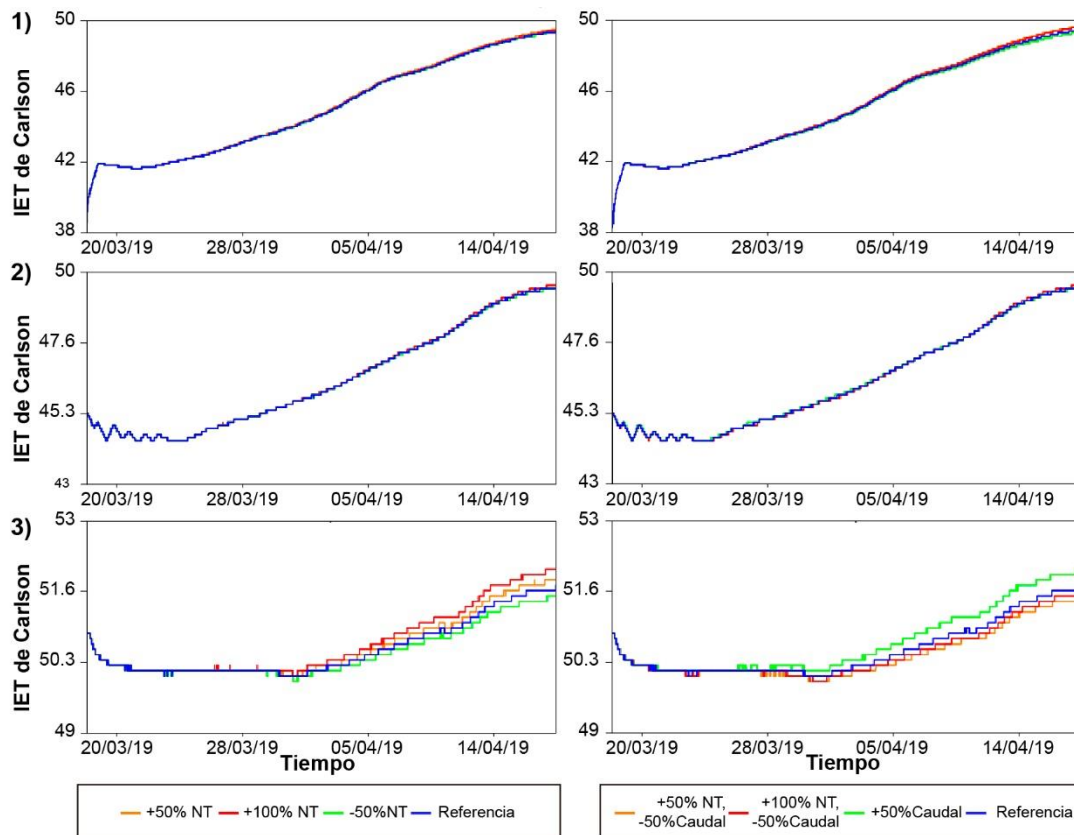


Figura 33. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

Estos resultados indican que para la temporada seca los efectos en el aumento de las descargas de NT poseen un mayor pronunciamiento sobre el estado trófico de la zona suroriental de la ciénaga, es decir, que en un escenario en el que incremente la utilización de productos químicos como fertilizantes nitrogenados en las microcuencas de los arroyos Trementinal y El Ñeque, se generarán consecuencias sobre el estado trófico en

este lugar del cuerpo de agua, mientras que las alteraciones serán menos pronunciadas sobre la parte occidental y central de la ciénaga de Betancí.

- **Escenarios de variación en la concentración de Fósforo Total y caudales**

Los efectos de la variación en la concentración de PT y caudales se muestran en la Figura 34. Para los escenarios de solo cambios en las concentraciones de PT se logra apreciar que para P1 y P2 el efecto es poco significativo, por su parte, para P3 estas variaciones en las concentraciones poseen alteraciones relevantes sobre los fosfatos, haciendo que se alcancen valores máximos cercanos a los 0.16 mg/L cuando se aumenta en un 50 y 100 % el PT, y cercanos a los 0.14 mg/L cuando se disminuye en 50 %. También se muestra que al variar los caudales junto con las concentraciones de PT se logran efectos poco relevantes sobre los fosfatos a lo largo del tiempo simulado; para los tres puntos posee un mayor efecto el incremento en un 100 % del fósforo total más la disminución en 50 % del caudal, obteniéndose valores un poco mayores al de referencia.

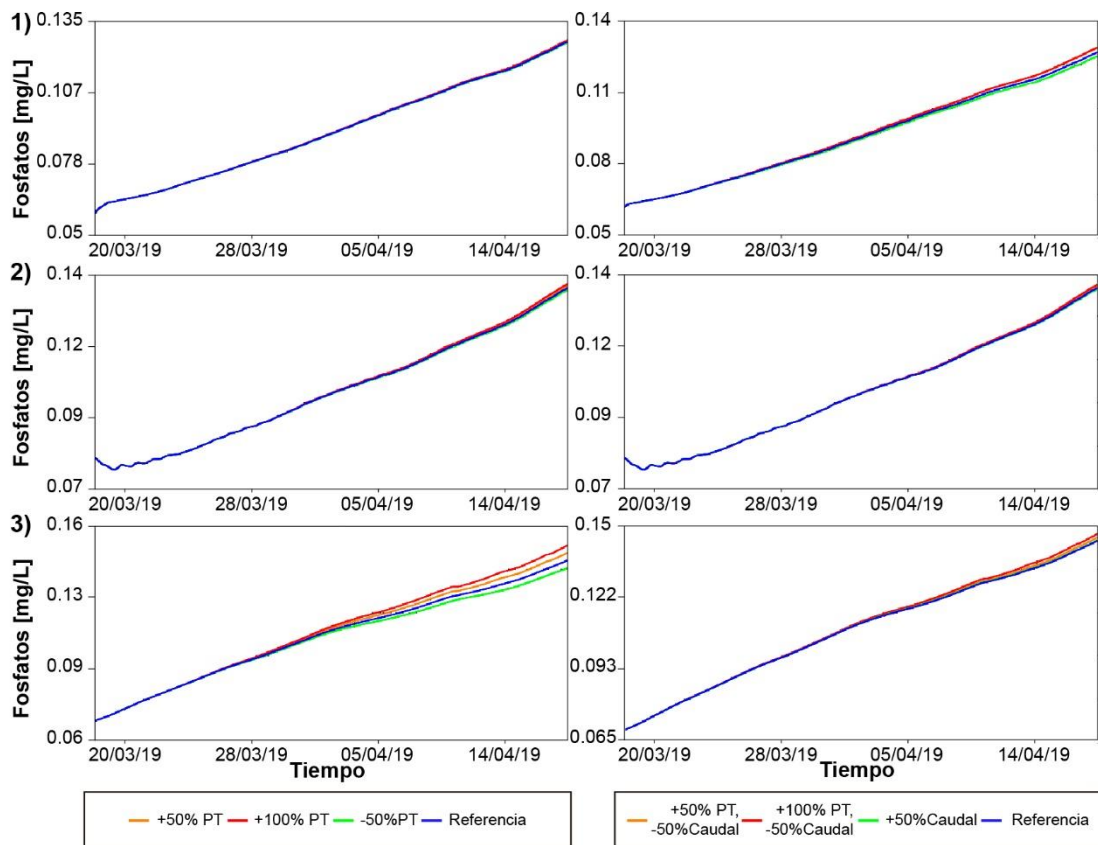


Figura 34. Variación de PO_4 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca.

Por otro lado, el efecto en la variación de PT entrante en la ciénaga no posee consecuencias significativas sobre la clorofila-a, por lo que se asume que los puntos de control son poco sensibles en un corto plazo al aumento o disminución de PT. Sin embargo, cuando hay disminución en los caudales y aumento en las concentraciones se logra apreciar un leve cambio en los valores de clorofila para P1, ya que al final de la simulación se alcanzan mayores concentraciones al aumentar un 100 % PT y bajar el caudal a la mitad, y menores al aumentar el caudal en un 50 %. En P2 se registran pocos cambios, y en P3 aumentan las concentraciones al incrementar también el caudal y disminuyen al reducir el caudal a la mitad y aumentar el PT al 100 % (Figura 35).

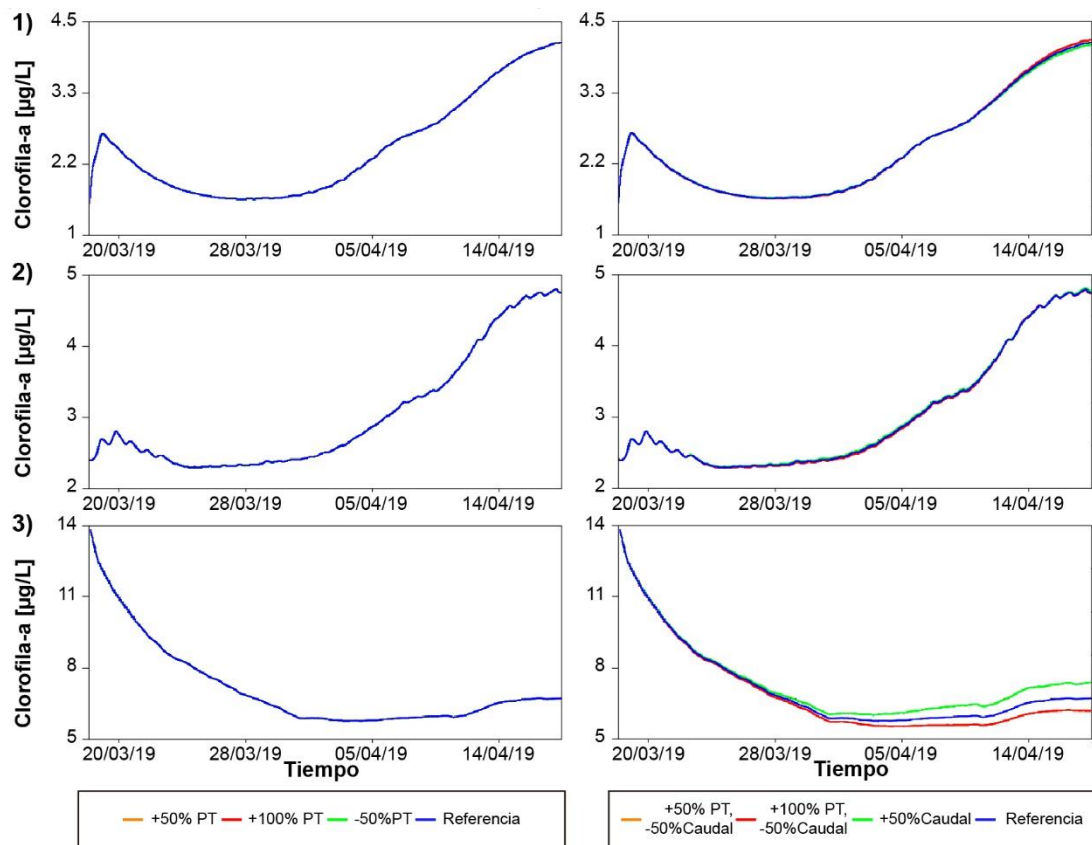


Figura 35. Variación de Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca.

Aunque estos cambios en los valores de PT no hayan tenido suficientes efectos sobre la concentración de clorofila-a en la ciénaga, los resultados de las simulaciones muestran una alteración en el estado trófico cuando se incrementa el PT y los caudales entrantes a la ciénaga (Figura 36). P1 y P2 resultaron menos sensibles a las descargas de PT por lo que el cambio en el estado trófico que se da para cada uno de los escenarios es poco

relevante, a diferencia de lo que sucede en P3, en donde el índice de estado trófico aumenta con respecto al nivel de referencia, al adicionar 100 % del PT entrante y también al incrementar el caudal de los afluentes en un 50 %. Sin embargo, los cambios en el IET de Carlson para esta época son más significativos cuando hay variaciones del nitrógeno total, por lo que se infiere que en la ciénaga los organismos autótrofos utilizan en mayor medida los compuestos nitrogenados para realizar sus funciones biológicas.

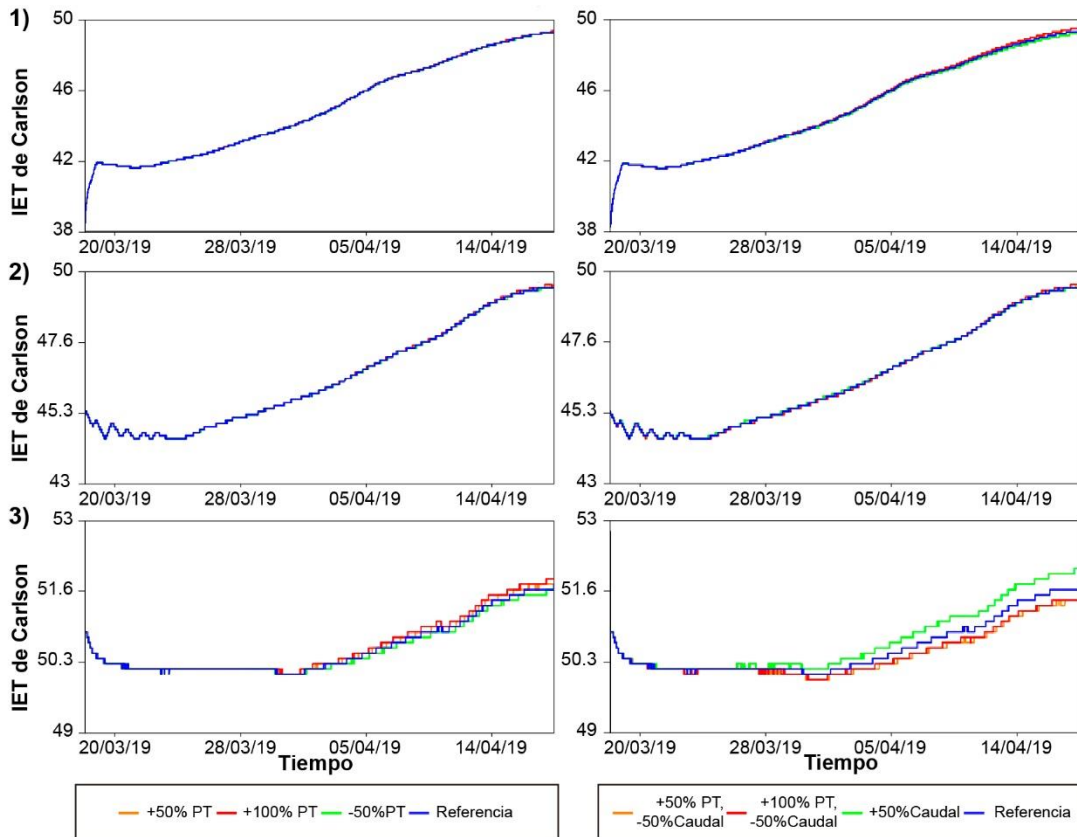


Figura 36. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca.

4.7.2. Temporada Húmeda

- *Escenarios de variación en la concentración de Nitrógeno Total y caudal*

La Figura 37 muestra el efecto de la variación del NT sobre las concentraciones de NH_3 en los tres puntos de control. Es evidente el respectivo incremento y disminución que hay sobre el amoníaco de manera similar sobre P1 y P2, pero en mayor medida sobre P3; sin embargo, es preocupante el gran aumento que se da en las tres zonas de la ciénaga. Por su parte, los escenarios de variación en las concentraciones y caudal son un poco

menos pronunciados con respecto a los anteriores para P1 y P2, pero en el punto 3 se evidencia un aumento significativo de NH_3 cuando hay incremento en el 50 % del caudal, y es mucho más pronunciado cuando se duplica el NT y se reduce a la mitad el caudal en los arroyos.

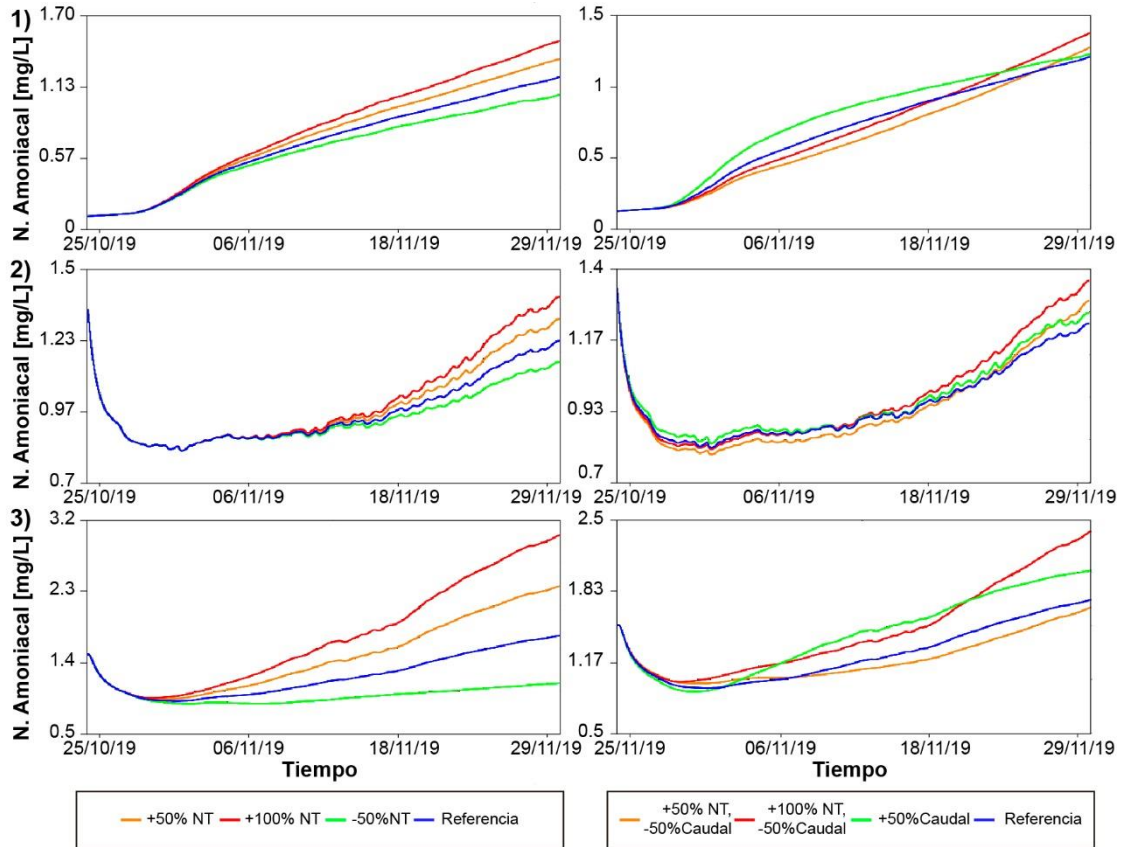


Figura 37. Variación del NH_3 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

Un comportamiento similar presentan los escenarios dados para nitratos en esta época, en donde las variaciones en la concentración (Figura 38) son menos pronunciadas en P1, pero en P2 y P3 los incrementos en 50 y 100 % de NT generan curvas de nitratos muy por encima del valor de referencia, y en efecto, la disminución del 50 % de NT hace que estos se reduzcan significativamente a lo largo del tiempo simulado. Por otra parte, la evolución de los nitratos al cambiar caudales y concentraciones en los afluentes presenta un proceder distinto en cada punto; para P1 los efectos del aumento de NT y disminución de caudal son mucho mayores que el solo aumento de caudal; para P2 es más pronunciada la adición de NT en un 100 % y reducción de caudal, mientras que el solo aumento de caudal posee un comportamiento similar al de adición de 50 % NT y reducción de caudal;

y para P3 los mayores aumentos se dan en tiempos distintos cuando se incrementa solo el caudal entrante y cuando se adiciona 100 % de NT y disminuye en 50 % el caudal.

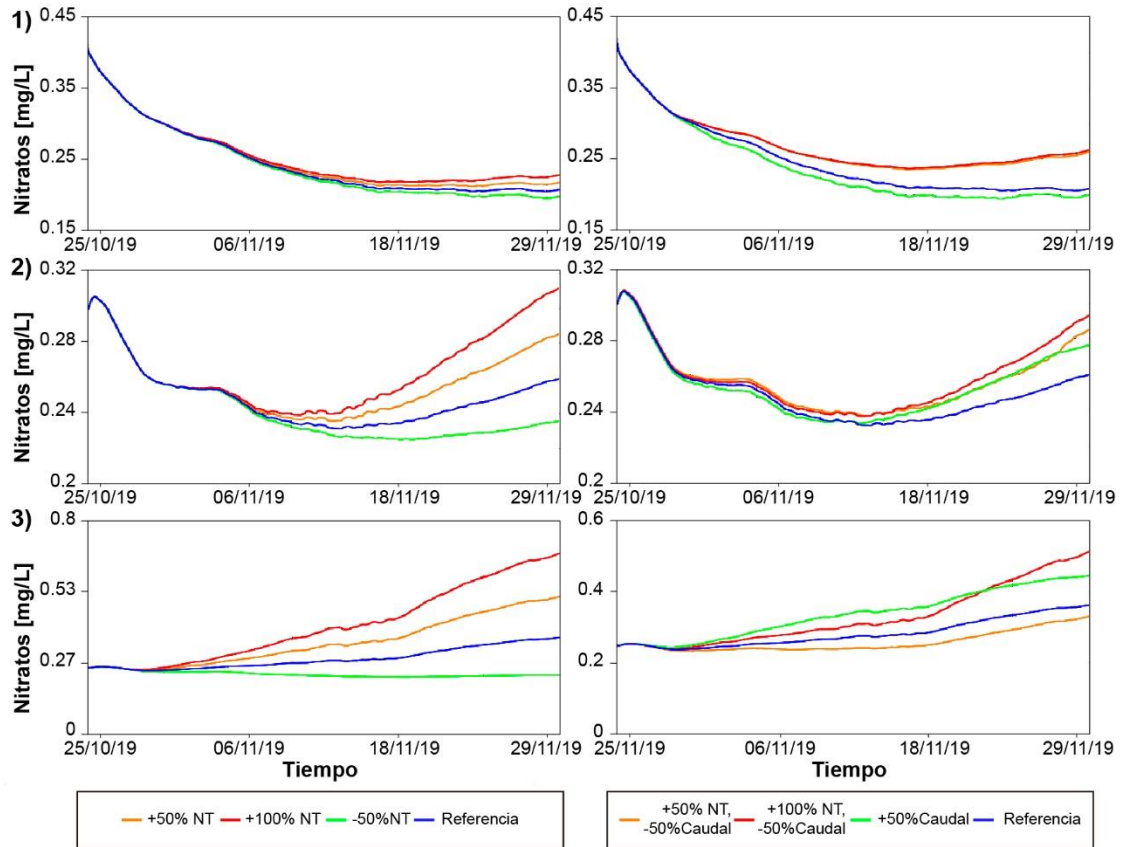


Figura 38. Variación del NO_3 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

Para cada escenario los nitritos cambian de manera relevante en los tres puntos de control, como se muestra en la Figura 39 las variaciones de solo concentración de NT generan un cambio similar al ocurrido con los nitratos, en donde el valor varía con el respectivo incremento o disminución de NT, para este caso los mayores cambios se dan en P1 y P3. En el caso de la variación conjunta de caudales y concentraciones, al final de la simulación en el punto 1, los valores de nitritos arrojados por las tres curvas son muy similares y se encuentran por encima de la curva de referencia. El punto 2 tiene un mayor efecto el solo aumento de 50 % del caudal, muy por encima de lo ocurrido en los otros dos escenarios. Y para P3 se evidencia que, al igual que los nitratos, los aumentos en un 100 % de NT y disminución de caudal junto con el escenario de solo aumento en el caudal poseen mayores efectos sobre la concentración de nitritos en diferentes tiempos de la

simulación, mientras que la adición de 50 % de NT y reducción del 50 % en el caudal provoca que se generen menores valores con respecto a los de referencia.

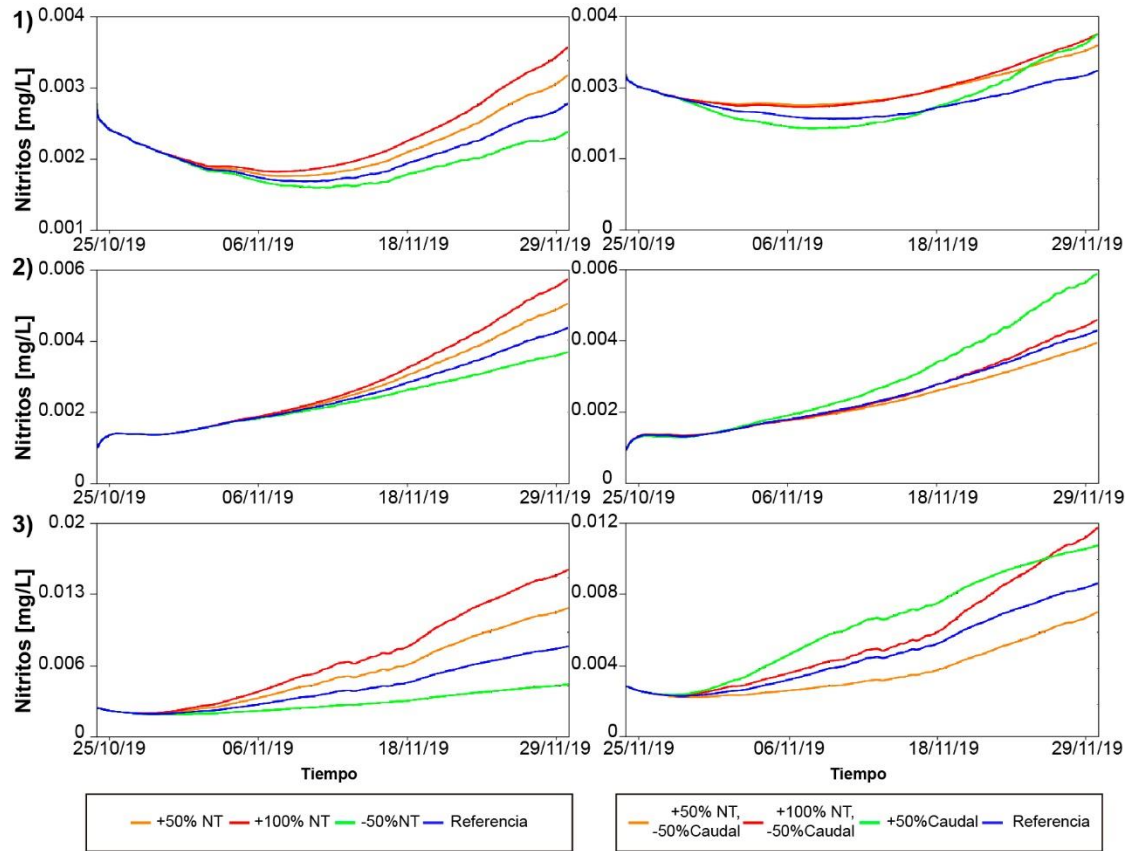


Figura 39. Variación del NO_2 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

Por otra parte, los escenarios de solo cambios en las concentraciones de NT para esta época generan un efecto mucho más significativo sobre la producción de fitoplancton, representado en la concentración de clorofila-a (Figura 40), que en la temporada de sequía, en donde incluso se presentaron mayores cambios para este mismo escenario que los registrados por Chen et al. (2016). Aunque en P1 las variaciones en la Cl-a para cada escenario son relativamente pequeñas, para P2 y P3 se evidencia un cambio representativo en la concentración, al aumentar los valores de nitrógeno total entrantes. Paralelamente se observa que una eventual disminución en las descargas de NT representaría una reducción relevante en los valores de clorofila en estos dos puntos. Para los escenarios de alteraciones en la concentración y caudales, el solo aumento del caudal

representa el mayor efecto sobre la producción de clorofila-a en los tres puntos de control, encontrándose incluso que para el punto 2 los incrementos en la concentración de NT y disminución de caudales generan resultados muy por debajo del valor de referencia.

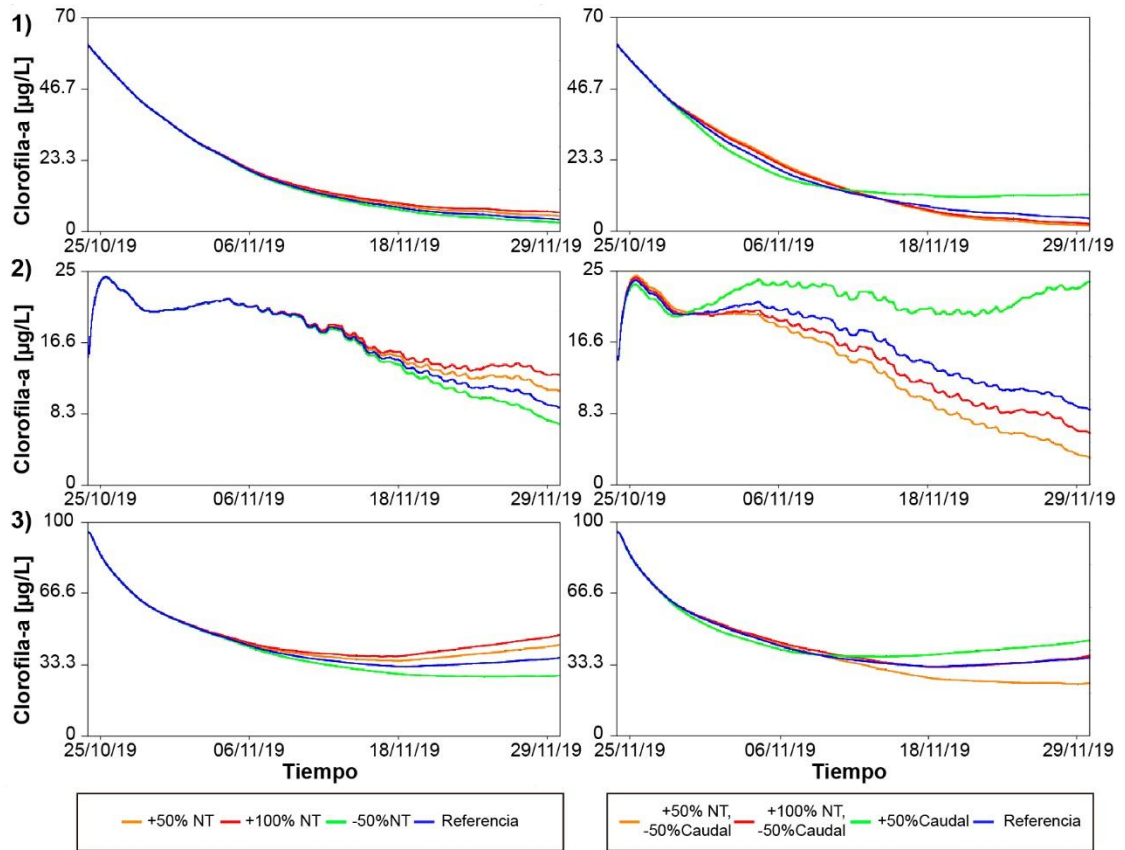


Figura 40. Variación de la Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

El índice de estado trófico de Carlson calculado para los escenarios de variación de NT y caudales en época de lluvias se muestra en la Figura 41. Para los cambios en la concentración de nitrógeno total entrante se evidencian efectos significativos sobre el estado trófico de la ciénaga; cuando se incrementan en un 100 % los valores de NT, al final de la simulación en el punto 1 el índice supera el límite de 60.0, cambiando de categoría ligeramente eutrófica a medianamente eutrófica, mientras que al disminuir en 50 % en NT entrante, se logra evidenciar que la ciénaga continúa en un estado ligeramente eutrófico pero el índice permanece constante a lo largo del tiempo simulado. Para las variaciones en caudales y concentraciones resulta, para P1, que los mayores efectos se

dan cuando incrementa el caudal entrante a la ciénaga, lo que también hace que haya un cambio de grado de ligera a medianamente eutrófico, mientras que para el aumento de 50 y 100 % en las concentraciones y disminución del caudal conjunta, el estado trófico permaneció en la misma categoría durante el tiempo de simulación.

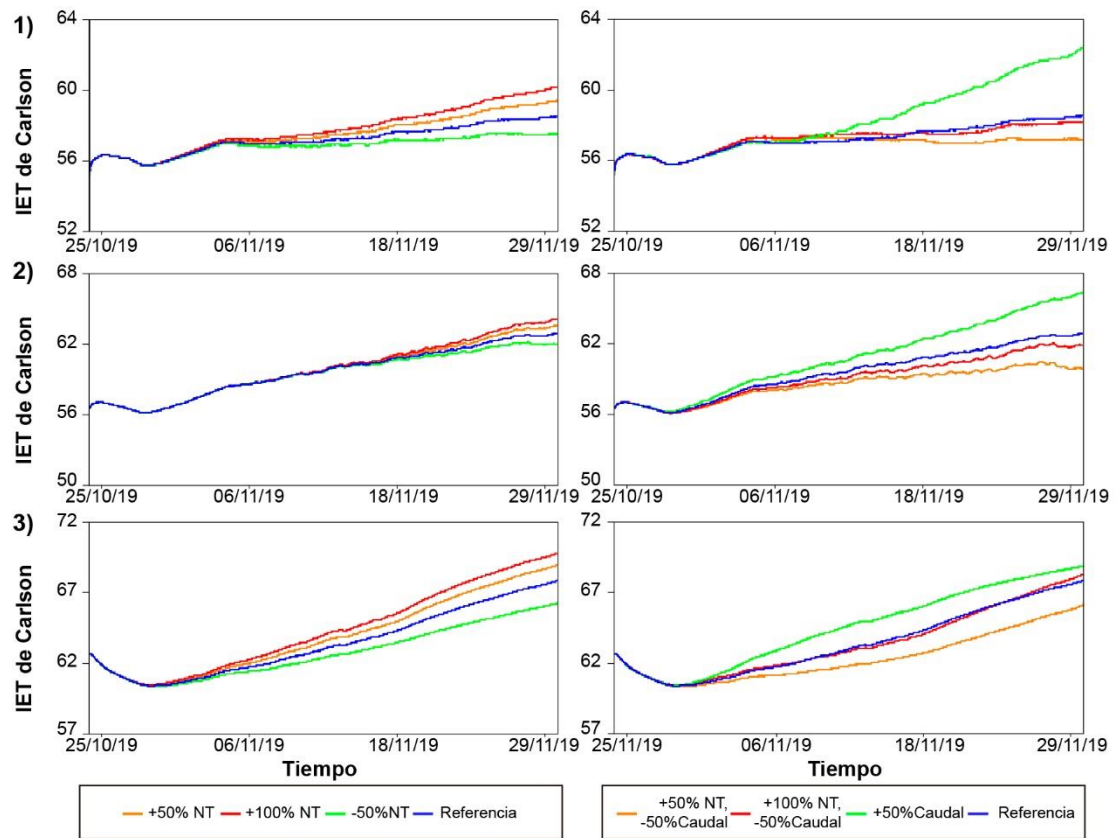


Figura 41. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de NT (izq.) y cambios de NT y caudal (der.) – época seca.

En el punto 2 ocurre algo similar, para los escenarios de variación en las concentraciones de NT (Figura 41) se pasa desde un estado ligeramente eutrófico, al inicio de la simulación, hasta medianamente eutrófico al final de la simulación; aunque esto también sucede con el valor de referencia, es mucho más pronunciado cuando se dan aumentos en el 50 y 100 % de los valores descargados de NT y merma más al disminuir en 50 % las concentraciones de nitrógeno total. Por otro lado, cuando hay variaciones en los caudales también, se logra que, al aumentarlos incrementemente también el índice de Carlson hasta alcanzar valores cercanos al límite inicial del grado hipereutrófico, aunque es preciso anotar también que al disminuir el caudal a la mitad y aumentar las

concentraciones de NT en 50 % se logra que el índice continúe en grado ligeramente eutrófico, lo que resalta la influencia que posee la variación del caudal sobre la dinámica ecológica de la ciénaga.

Sin embargo, los mayores efectos de aumentos en la concentración de nitrógeno total se dan sobre el punto 3, ya que al incrementar en 50 y 100 % los valores descargados por los arroyos (Figura 41) se logra alterar el estado trófico pasando de grado medianamente eutrófico a hipereutrófico al superar el valor de 70 en el rango propuesto por Carlson, mientras que al disminuir a la mitad las concentraciones este fenómeno no sucede. El índice también incrementa un poco al aumentar el valor del caudal entrante en los arroyos, pero permanece en el rango de medianamente eutrófico, igual que para los escenarios de aumento en la concentración (50 y 100 %) y disminución de caudal (50 %). También, al disminuir el caudal a la mitad y aumentar en 50 % las concentraciones hay una disminución significativa en el índice de Carlson. Estos resultados ponen en manifiesto las graves consecuencias que tendría el aumento de actividades que requieran la utilización de productos de fertilizantes nitrogenados en la agricultura y ganadería llevadas a cabo en la subcuenca de Betancí, o que propicien alteraciones en el caudal de los afluentes de tal manera que se incremente por los vertimientos de aguas residuales producto de las actividades de riego de pastos y cultivos.

- ***Escenarios de variación en la concentración de Fósforo Total y caudal***

La Figura 42 muestra la evolución de los fosfatos durante el tiempo de simulación en época húmeda para cada uno de los escenarios planteados. Se logra apreciar que los cambios que se dan en los fosfatos de P3 son mucho más significativos que los presentados en P1 y P2, de manera general para estos escenarios se evidencia que hay un aumento regular en los valores cuando se incrementa en 50 y 100 % la entrada de PT y una disminución, que es bastante significativa para P3, cuando se bajan los valores entrantes en un 50 %. En cuanto a los escenarios de variaciones de concentración y caudal se puede apreciar que para P1 hubo mayor efecto cuando se aumentó en 50 y 100 % PT y se disminuyeron los caudales a la mitad, que cuando se aumentó solo el caudal. Lo que no ocurre en P2 donde el aumento de caudal genera mayores efectos sobre la concentración de fosfatos, al igual que en P3, ya que se dan efectos mayormente

significativos en los escenarios de solo aumento de caudal y de incremento en 100 % del PT y reducción conjunta del caudal a la mitad.

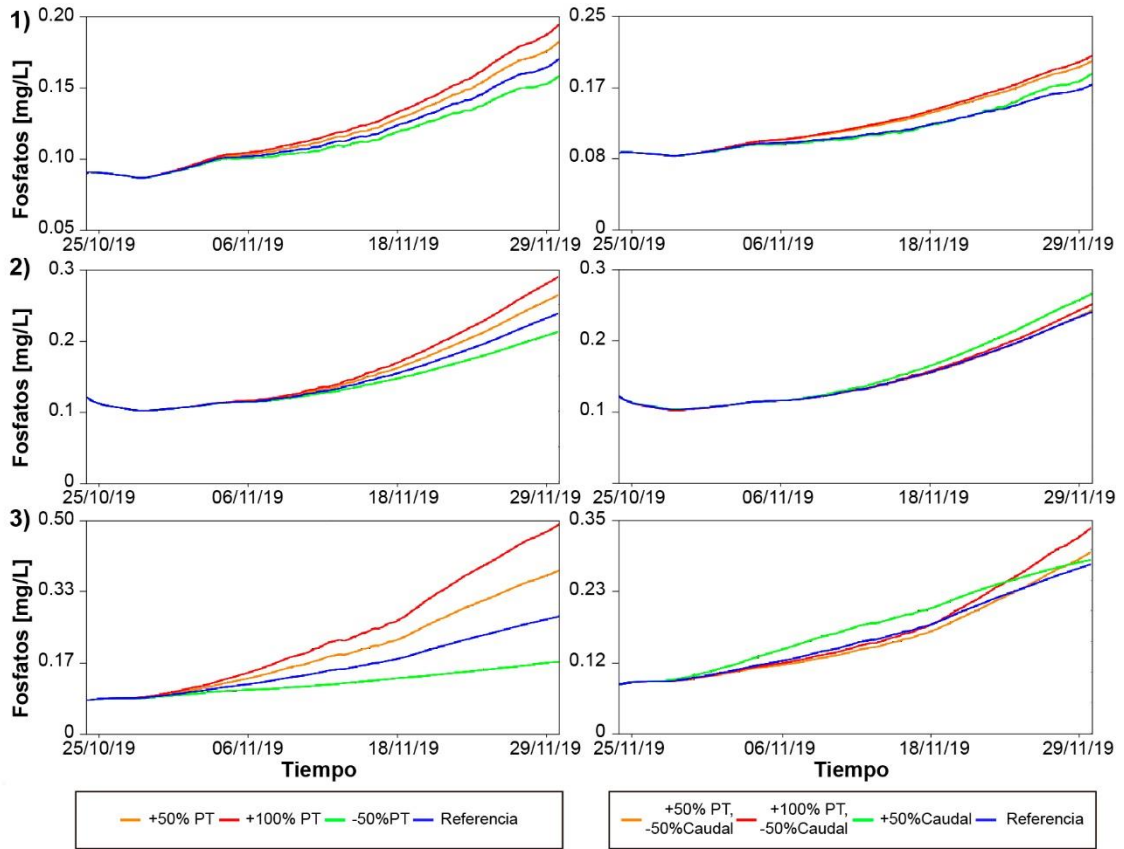


Figura 42. Variación del PO_4 en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca.

Al igual que las variaciones de solo concentración del PT entrante a la ciénaga en época seca, para esta temporada tampoco se evidenció un efecto en el aumento o disminución de PT sobre los valores de clorofila-a en los puntos de control, como muestra la Figura 43. Es curioso que se presente este fenómeno puesto que como lo mostraron los datos medidos en campo, la gran mayoría de valores de fósforo total y fosfatos superan el criterio ecológico máximo para que se dé un normal desarrollo de la vida acuática. Sin embargo, esto no sucede cuando se modifican los caudales y concentraciones, ya que sí se da un cambio representativo en la clorofila. Por ejemplo, cuando se incrementan los caudales entrantes en un 50 % los valores de Cl-a aumentan significativamente, lo que se da en mayor medida sobre el punto 2, mientras que cuando hay aumento en las

concentraciones y reducción a la mitad de los caudales se evidencia disminución en la concentración de clorofila.

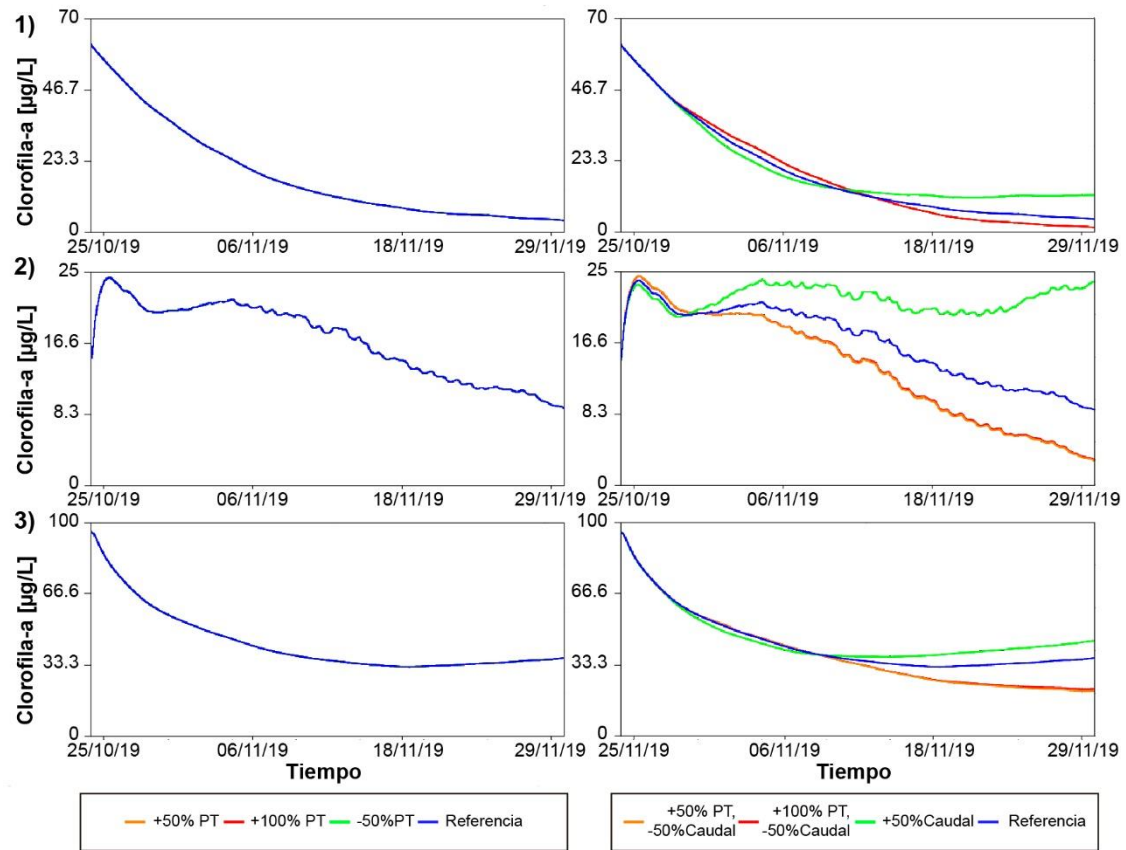


Figura 43. Variación de Cl-a en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca.

Los efectos de variación de PT y caudales entrantes a la ciénaga sobre el estado trófico en época húmeda se evidencian en la Figura 44. Para P1 se muestra como el aumento en 100 % del PT incrementa el índice de estado trófico, y la disminución en 50 % hace también que disminuya con respecto al valor de referencia, sin embargo, ninguno de los cambios genera que se varíe de un nivel trófico a otro. Lo que sí ocurre en este punto cuando se incrementa el caudal en un 50 %, al pasar de ligera a medianamente eutrófico. Estos cambios en las concentraciones entrantes de PT generan que para P2 se presente un comportamiento similar a lo ocurrido en P1, donde al aumentar los valores de PT incrementa un poco el valor del índice, y al bajarlas en un 50 % disminuya mínimamente con respecto a la curva de referencia. Mientras que el aumento en el caudal de los arroyos provoca un mayor efecto sobre el IET de Carlson en P2, haciendo que al final de la

simulación tenga un alcance muy próximo a los valores iniciales de la categoría hipereutrófica, y, la disminución del caudal conjugado con el aumento en las concentraciones, hace que se disminuya de manera significativa el valor del índice.

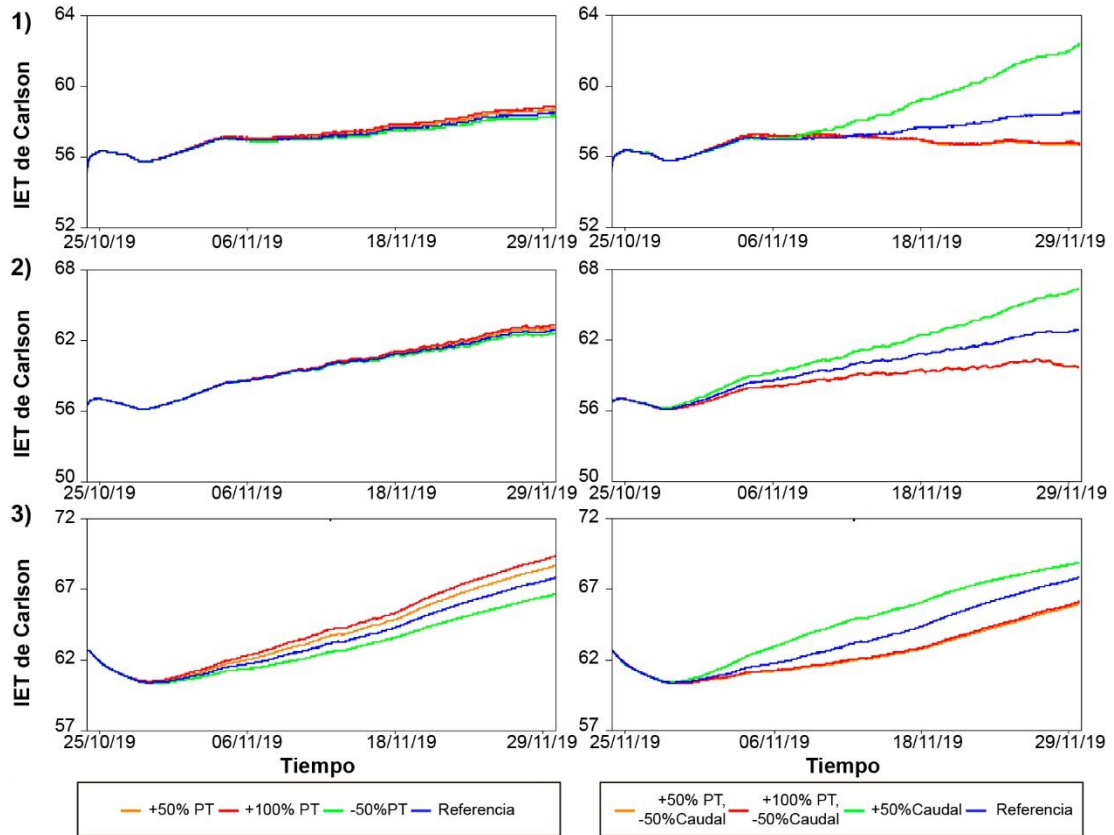


Figura 44. Variación del IET de Carlson en P1, P2 y P3 bajo escenarios de cambios de PT (izq.) y cambios de PT y caudal (der.) – época seca.

Por último, para el punto 3 resulta un efecto mayor del aumento en las concentraciones de PT sobre el índice de estado trófico (Figura 44), tanto así que el solo incremento en un 100 % hace que se alcancen valores muy cercanos al grado hipereutrófico, además de esto se evidencia que, en efecto, una disminución en la concentración de PT descargada a la ciénaga provoca que el índice de Carlson en este punto se encuentre relativamente muy por debajo de la curva de referencia. Por su parte, un incremento del 50 % en los caudales provocaría que en este punto se aumente un poco el estado trófico del sistema, pero no hasta el punto de que cambie de categoría, además la disminución de caudales junto al aumento en las concentraciones resulta en una reducción en el IET de Carlson en este punto.

De manera general, las variaciones en las descargas de nitrógeno y fósforo total tuvieron mayores consecuencias sobre la concentración de clorofila-a en la temporada húmeda, donde los escenarios de aumento en caudales y concentraciones, en especial para NT, mostraron un cambio en el estado trófico de la ciénaga. Para muchos de los escenarios resultó que la disminución de caudal aún con el aumento en las concentraciones provocaba disminución también de los nutrientes y la clorofila en la ciénaga. El aumento en las concentraciones de fósforo total reveló que no se genera un efecto significativo sobre la producción biológica a corto plazo, ya que como lo indican Xu et al. (2020) las cargas de PT a largo plazo, en lugar de cargas externas a corto plazo, tienen un papel más importante en la biomasa de algas.

Estos resultados permiten corroborar la influencia que poseen las descargas de nutrientes, sobre todo, de nitrógeno total, en el estado trófico del cuerpo de agua. La dinámica de los nutrientes permite comprender el estado trófico, puesto que estos pueden limitar o promover la producción primaria, este estudio comprobó que las descargas de nitrógeno total provocan mayores efectos a corto plazo que las de fósforo sobre la concentración de clorofila-a en la ciénaga de Betancí y por lo tanto en el estado trófico, cosa que depende directamente de las actividades que se realicen en la subcuenca. Resultados similares obtuvieron Rolle et al. (2019) al realizar análisis de regresión múltiple, encontrando buenas correlaciones entre la carga de clorofila-a y nitrógeno total, y una mala relación con fósforo total, lo que indicó que la carga de NT es el factor de control en el lago George, Florida.

Díaz-Carvajal y Mercado-Fernández (2017) determinaron que cerca del 84.99 % del área de la subcuenca de Betancí se encuentra cubierta por pastos manejados, relacionados con las actividades de ganadería vacuna y bovina, mientras que solo el 0.96 % es utilizada como tierras de cultivo, por lo que el mayor aporte de nutrientes se da por la ganadería convencional, actividad que no solo requiere de la fertilización de los pastos, sino que genera residuos de estiércol que igualmente son arrastrados hacia la ciénaga. Se ha comprobado que el estiércol vacuno posee al menos 3.4 kg de nitrógeno en cada 100 kg (Agronet 2004), esto quiere decir que entre mayor sea la descarga de estiércol, mayor será la concentración de compuestos nitrogenados que llegan a la ciénaga, generando

consigo mayores efectos sobre el estado trófico como se observó en los escenarios de variación en la concentración de NT y se ha comprobado en los estudios de Domagalski et al. (2007).

El índice de estado trófico de Carlson para los valores simulados resultó superior en la época húmeda, oscilando entre los 50 y 60, mientras que en la temporada seca lo hizo entre los 40 y 50, lo que concuerda en gran medida con el cálculo del estado trófico realizado para los datos medidos y con las investigaciones de Torres-Bejarano et al. (2020) en la ciénaga de Mallorquín, donde se simuló el estado trófico observando patrones de variación espacial y temporal entre el período de transición y la época húmeda. En la ciénaga de Betancí, los mayores valores se presentaron especialmente en el punto 3, que se sitúa en la zona suroriental de la ciénaga, lugar donde se dan las mayores descargas de las microcuencas aportantes.

Esto permite determinar que la ciénaga es mucho más sensible a las descargas de nutrientes durante la temporada de lluvias, ya que al aumentar el flujo entrante se logra un mayor transporte de estos compuestos al cuerpo de agua. Si bien, en la época seca las descargas disminuyen, muy seguramente el uso de fertilizantes en la subcuenca no, por lo que estos pueden quedar acumulados en el suelo hasta que inicien las lluvias intensas, en temporada húmeda, y puedan arrastrarlos hasta la ciénaga. Cabe aclarar que en época de lluvias hay mayor movimiento de agua, lo que disminuye los procesos de sedimentación y mantiene las algas en la columna de agua, lo que hace que los valores de clorofila sean mucho mayores, según lo demostrado por Kufel y Leśniczuk (2014).

A través de los escenarios simulados se logró evidenciar que un eventual aumento en los caudales y un incremento en las descargas de nutrientes producto del crecimiento poblacional y el desarrollo de actividades agropecuarias llevadas a cabo en la subcuenca de Betancí, pueden traer consecuencias mucho más graves sobre la producción biológica y el equilibrio ecológico del sistema de las que actualmente hay; es evidente la alta concentración de clorofila-a y la proliferación de algas verdes sobre el espejo de agua, especialmente en la época húmeda sobre la zona suroriental; cosa que no ocurriría si se llegasen a disminuir las concentraciones de nutrientes y caudales entrantes, puesto que

según los escenarios ejecutados, representan los menores efectos sobre el estado trófico de la ciénaga.

5. CONCLUSIONES

Tomando como referente los criterios ecológicos de las normativas nacional e internacional se puede concluir que la ciénaga de Betancí posee una elevada concentración de nutrientes, lo que hace que en la temporada seca se encuentre en un estado mesotrófico y en temporada de lluvias pase a estados tróficos superiores como lo son, medianamente eutrófico según el índice de Carlson e hipereutrófico según el propuesto por la OCDE.

La zona suroriental representa el lugar mayormente contaminado de la ciénaga de Betancí, lo que se da principalmente por las altas descargas de nutrientes de los arroyos Tremental y El Ñeque, ya que poseen mayor área de escorrentía y por lo tanto descargan una mayor cantidad de sedimentos y nutrientes a la ciénaga, además de la dinámica de los vientos en esta zona, que hace que se den mayores procesos de acumulación de nutrientes y por lo tanto de la producción de clorofila-a en el ecosistema.

La implementación del modelo hidrodinámico y de calidad de agua MOHID Studio 2016® mostró un ajuste adecuado de los datos reales con respecto a los calculados, especialmente los de nivel de agua de la ciénaga, nitrógeno amoniacal, fosfatos, clorofila-a, oxígeno disuelto y temperatura, lo que generó confianza sobre la capacidad de adaptación del modelo para las condiciones hidrodinámicas y de calidad de agua de la ciénaga de Betancí y de esta manera poder ser utilizado para la simulación de escenarios.

Las simulaciones espaciotemporales dadas por el modelo permitieron evidenciar el efecto que posee el dique sobre el caño Betancí en la dinámica de los contaminantes en la ciénaga; en época seca, al no haber flujos de agua salientes, se presentaron mayores fenómenos de mezcla en toda el área superficial de la ciénaga, alcanzando, a lo largo del período simulado, una distribución similar las concentraciones de los parámetros en toda la ciénaga; mientras que, en época de lluvias, debido al flujo de agua hacia el caño Betancí, se logró observar una dinámica distinta en cuanto al transporte de nutrientes en la ciénaga.

Los escenarios de aumento y disminución de concentraciones de nutrientes y flujos entrantes a la ciénaga por parte de los arroyos principales en cada una de las temporadas,

permitió evaluar el efecto de las descargas sobre el estado trófico de la ciénaga. Se pudo notar que la ciénaga posee mayor sensibilidad a los cambios en las concentraciones de nutrientes que ingresan en la época húmeda, puesto que los caudales descargados por los arroyos son muchísimos mayores.

Estos escenarios también permitieron determinar que la zona suroriental presenta mayor vulnerabilidad a las descargas de altas concentraciones de nutrientes gracias a que se encuentra mucho más próxima a las desembocaduras de los arroyos Trementinal y El Ñeque, mientras que la zona de la ensenada la hamaca es mucho más sensible a los aumentos de caudal.

Se comprobó que el nitrógeno total posee un mayor efecto en el corto plazo sobre el estado trófico de la ciénaga y la producción primaria por parte de las algas verdes, mientras que las descargas de fósforo total no evidenciaron un cambio en el corto plazo sobre las concentraciones de clorofila-a, lo que alerta sobre las graves consecuencias que podría traer un aumento en las cargas de fósforos sobre el sistema, ya que, además de que sus concentraciones superan los criterios ecológicos para el normal desarrollo de la vida acuática según la EPA, la implementación de estrategias que disminuyan las concentraciones de fósforo total sobre la ciénaga tardarían muchísimo tiempo en ser efectivas.

Los escenarios de simulación permitieron evaluar la influencia sobre el estado trófico de un mayor desarrollo de actividades agropecuarias producto del crecimiento económico y poblacional de la región, que en un eventual caso generen mayores descargas de nutrientes a la ciénaga debido al uso intensivo de fertilizantes y la implementación de sistemas más tecnificados que generen mayores vertimientos de aguas con altas cargas de materia orgánica a la ciénaga de Betancí.

La modelación de transporte de nutrientes en la ciénaga de Betancí como herramienta de gestión integral del recurso hídrico, sirve como punto de partida para que las autoridades ambientales competentes, en articulación con los entes gubernamentales que poseen jurisdicción sobre la subcuenca, implementen planes, programas y proyectos a largo plazo encaminados no solo a la ejecución de nuevas tecnologías de producción agrícola y pecuaria con las que se busque disminuir las cargas de nutrientes sobre la

ciénaga de Betancí, sino que se logren generar conocimientos a las comunidades sobre el cuidado y preservación del recurso hídrico.

6. RECOMENDACIONES

Para futuras investigaciones se recomienda realizar estudios más detallados de los que se puedan obtener datos mensuales del comportamiento de los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos de calidad del agua en una escala temporal mucho más amplia, no solo en el área superficial de la ciénaga sino en las desembocaduras de todos los arroyos y la ciénaga de Funera, que no solo permita servir de insumo para realizar futuras modelaciones en épocas seca y de lluvias, sino también en los períodos de transición.

De igual modo, con el fin de conocer más a fondo la hidrodinámica del cuerpo de agua, se recomienda la realización de campañas de medición de velocidades en el cuerpo de agua y aforos de caudal en todos los arroyos que entregan sus aguas a la ciénaga, también en una escala temporal mucho más amplia.

Del mismo modo, para realizar estudios mucho más profundos que complementen la presente investigación, se recomienda establecer correlaciones entre las coberturas del terreno (representadas principalmente por las actividades agropecuarias) y la condición ecosistémica de los arroyos, esto con el fin de establecer qué actividades en específico dadas en la subcuenca, poseen una mayor influencia sobre las descargas de nutrientes y por lo tanto sobre el estado trófico de las ciénagas de Betancí y Funera.

7. BIBLIOGRAFÍA

Abbott, M., y Basco, D. 1989. Computational fluid dynamics: an introduction for engineers. En: LONGMAN (Ed), Longman Singapore Publishers Ltd.

ABPmer. 2008. Hydrodynamic Modelling. http://www.estuary-guide.net/pdfs/hydrodynamic_modelling.pdf. Acceso: 3 Agosto 2020

Agronet. 2004. Composicion de los estiercoles. In Bliiblioteca del campo (Issue 1). <http://bibliotecadigital.agronet.gov.co/bitstream/11348/6633/7/053.7.pdf>. Acceso: 5 Agosto (2020)

Arredondo, B., y Voltolina, D. 2017. Determinación de pigmentos totales por métodos espectrofotométricos. Métodos y Herramientas Anaplíticas En La Evaluación de La Biomasa Microalgal, 2, 75–85.

Asensio, I., Ramón, M., Blanquer, G., & Manuel, J. 2011. Métodos para la determinación del coeficiente de escorrentía (c) (Issue c).

Aston, B. 1988. Estimación de un evento hidrológico por métodos estadísticos. Universidad de Sonora. México.

Barbosa, S. A. 2013. Modelación hidrodinámica y de calidad de agua del sistema integrado embalse muña: río Bogotá. Universidad Nacional de Colombia. <http://www.bdigital.unal.edu.co/45402/1/80120326.2013.pdf>. Acceso: 5 Agosto 2020

Barreto, I., Ezzatti, P., y Fossati, M. 2009. Reporte Técnico RT 09-10 Estudio inicial del modelo MOHID.

Black, K. S., Athey, S., Wilson, P., y Evans, D. 2004. Particle Tracking: a new tool for coastal zone sediment management. Littoral 2004, 20–22. <http://www.partrac.com/wp-content/uploads/2016/04/Particle-Tracking-Paper.pdf>. Acceso: 3 Agosto (2020)

Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G., y Segura-Araya, G. 2017. Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela, Costa Rica, Revista Tecnología En Marcha, 30(4), 15.

Boutell, S., y Toribio, M. 2006. Volatilización del amoníaco.

Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, 22(2), 361–369.

Castro, M. A. 2015. Aplicación del QUAL2Kw en la modelación de la calidad del agua del río Guacaica, Caldas, Colombia, Universidad Nacional de Colombia. <http://bdigital.unal.edu.co/51032/1/1053781847.2015.pdf>. Acceso: 5 Agosto (2020)

- Chai, T., y Draxler, R. R. 2014.** Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? -Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247–1250.
- Chalarca-Rodríguez, D., Mejía-Ruiz, R., y Aguirre-Ramírez, N. 2007.** Approach to the determination of the impact of the wastewater unloads of the municipality of Ayapel, on the wetland waterquality. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 40, 41–58.
- Chen, L., Yang, Z., y Liu, H. 2016.** Assessing the eutrophication risk of the Danjiangkou Reservoir based on the EFDC model. *Ecological Engineering*, 96, 117–127.
- Cimbala, J. M., & Cengel, Y. a. 2001.** *Mecánica de Fluidos: Fundamentos y Aplicaciones*. McGrawHill, Primera Ed, 10–11.
- Cutrim, M. V. J., Ferreira, F. S., Duarte dos Santos, A. K., Cavalcanti, L. F., Araújo, B. de O., de Azevedo-Cutrim, A. C. G., Furtado, J. A., & Oliveira, A. L. L. 2019.** Trophic state of an urban coastal lagoon (northern Brazil), seasonal variation of the phytoplankton community and environmental variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216, 98–109.
- CVS. 2008.** Plan de Gestión Ambiental Regional - Actualización 2008 - 2019.
- CVS, F. 2014.** Plan de Manejo de la Ciénaga de Betancí.
- Deus, R., Brito, D., Kenov, I. A., Lima, M., Costa, V., Medeiros, A., Neves, R., y Alves, C. N. 2013.** Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. *Ecological Modelling*, 253, 28–43.
- Diaz-Carvajal, Á., y Mercado-Fernández, T. 2017.** Determination of curve number in Betancí subwatershed (Córdoba, Colombia) through remote sensing and GIS. *Ingeniería y Desarrollo*, 35(2), 452–470.
- Diaz, A., y Sotomayor, L. 2013.** Evaluación de la eutrofización de la laguna Conococha - Ancash a agosto de 2012. 114.
- Domagalski, J., Lin, C., Luo, Y., Kang, J., Wang, S., Brown, L. R., y Munn, M. D. 2007.** Eutrophication study at the Panjiakou-Daheiting Reservoir system, northern Hebei Province, People's Republic of China: Chlorophyll-a model and sources of phosphorus and nitrogen. *Agricultural Water Management*, 94(1–3), 43–53.
- Dougherty, J., Kohavi, R., y Sahami, M. 1995.** Supervised and Unsupervised Discretization of Continuous Features. In *Machine Learning Proceedings 1995*. Morgan Kaufmann Publishers, Inc.
- EPA. 1985.** Rates , Constants , and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (Second Edition). In *Epa/600/3-85/040*.

Eugercios-Silva, A. R., Álvarez-Cobelas, M., y Montero-González, E. 2017. Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas*, 26(1), 37–44.

FAO. 2012. Capítulo 3 - los fertilizantes, en cuanto contaminantes del agua. <http://www.fao.org/3/w2598s/w2598s05.htm>. Acceso: 3 Agosto 2020

FAO. 2020. Capítulo 4 - Caudal. <http://www.fao.org/3/t0848s/t0848s06.htm>. Acceso: 4 Agosto (2020)

Fraile, H., Pozo, E. O. J., Ciencias, F., y Vasco, P. 1994. Evaluación Del Estado Trófico Y Comparación De M O D E L O S Rel a T I V O S a L Fósforo E N L O S E Mb a L S E S D E Cernadilla Y Valparaíso (Río Tera , Zamora). *Water*.

García, F. G., y Miranda, V. R. 2018. Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. Volumen II de La Colección: Agenda Pública Para El Desarrollo Regional, La Metropolitización y La Sostenibilidad, 35–367. <http://ru.iiec.unam.mx/4269/1/2-Vol2 Parte1 Eje3 Cap5-177-García-Miranda.pdf>. Acceso: 6 Agosto (2020)

Gobernacion de Córdoba. 2014. Uso potencial de suelo en el departamento de Córdoba. http://www.cordoba.gov.co/desarrollo/ contenido/pdf/ usos_suelo/monteria.pdf. Acceso: 4 Agosto (2020)

Humphrey, G. F. 1979. Photosynthetic characteristics of algae grown under constant illumination and light-dark regimes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 40(1), 63–70.

IDEAM. 2000. Medición de Caudal. In *Medición del Caudal*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/012406/Cap11.pdf>. Acceso: 2 Agosto (2020)

IDEAM. 2002. Guía Para El Monitoreo De Vertimientos, Aguas Superficiales Y Subterráneas. (Vol. 53, Issue 9). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004> . Acceso: 5 Agosto (2020)

IGAC. 2009. Estudio general de suelos y zonificación de tierras del Departamento de Córdoba.

Instituto Superior Técnico. 2006. *Water Quality Manual*. 42.

Jeffrey, S. W., y Humphrey, G. F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen*, 167(2), 191–194.

Kerem, G., Nusret, K., Fatih, E., Suat, A., Oguz, B., Hicrettin, C., Houman J., Onur, T., Selcuk, Y. y Okay, G. 2016. Spatiotemporal modeling of watershed nutrient transport dynamics: Implications for eutrophication abatement, *Ecological Informatics* (34): 52-69

- Kufel, L., y Leńniczuk, S. 2014.** Hydrological connectivity as most probable key driver of chlorophyll and nutrients in oxbow lakes of the Bug River (Poland). *Limnologica*, 46, 94–98.
- Lin, S., Shen, S., Zhou, A. y Lyu, H. 2020.** Assessment and management of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai China, *Science of the Total Environment* 751 (1): 141618
- López-Martínez, M. L., y Madroñero-Palacios, S. M. 2015.** Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: Caso Laguna de la Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2), 21.
- MARETEC. 2014.** MOHID Description. In *CIREC - Open Access Proceedings Journal* (Vol. 2017, Issue July).
- Maroneze, M. M., Zepka, L. Q., Vieira, J. G., Queiroz, M. I., y Jacob-Lopes, E. 2014.** A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Agua*, 9(3), 445–458.
- Martins, F., Leitão, P., Silva, A., y Neves, R. 2001.** 3D modelling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach. *Oceanologica Acta*, 24, S51–S62.
- Maydeu-Olivares, A., & Garcia-Forero, C. 2010.** Goodness-of-Fit Testing. *International Encyclopedia of Education*, 7, 190–196.
- Mejía-Téllez, M. 1993.** Produccion primaria del fitoplancton y atenuacion de la luz en el lago cocibolca. <https://core.ac.uk/download/pdf/53104878.pdf>. Acceso: 5 Agosto (2020)
- Mellios, N., Kofinas, D., Laspidou, C., y Papadimitriou, T. 2015.** Mathematical modeling of trophic state and nutrient flows of Lake Karla using the PCLake model. *Environmental Processes*, 2, S85–S100.
- Minambiente. 2018.** Guía Nacional De Modelación Del Recurso Hídrico Para Aguas Superficiales Continentales. http://www.andi.com.co/Uploads/Guía_modelación_Final_aguasuperficialcontinental.pdf. Acceso: 7 Agosto (2020)
- Moreno, D., Quintero, J., y Lopez, A. 2010.** Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78, 25–33.
- Muciño-Márquez, R. E., Aguirre-León, A., & Figueroa-Torres, M. G. 2017.** Evaluación del estado trófico en los sistemas Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica*, 27(3), 281–291.
- Muñoz-Ledezma, B. F., y Pérez-Toro, C. Y. 2016.** Planteamiento Y Análisis De Diferentes Sistemas De Conexión Río Cauca- Laguna De Sonso Para El Mejoramiento De La Circulación De Las Corrientes En La Laguna.

- Ongley, E. . 1997.** Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. In Documentacion.Ideam.Gov.Co. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021109/LUCHACONTRALACONTAMINACION.pdf>. Acceso: 4 Agosto (2020)
- RAPAL Uruguay. 2010.** Contaminación y eutrofización del agua. In Virtual Pro2. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2010/08/ContaminacionEutrofizacionAgua.pdf>. Acceso: 2 Agosto (2020)
- Ribeiro, F. L. B., Galeão, A. C., Romeiro, N. M. L., y Landau, L. 2001.** Finite element techniques for water quality models. *Environmental Studies*, February, 255–264.
- Ritter, A., y Muñoz-Carpena, R. 2013.** Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33–45.
- Rolle, K., Huang, W., Clark, C., y Johnson, E. 2019.** Effects of nutrient load from St. Jones River on water quality and eutrophication in Lake George, Florida. *Limnologica*, 77(November 2018), 125687.
- Ruiz, T. 2017.** Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del estado de sonora, México. Tesis de Doctor en Ciencias, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C, La Paz, B.C.S., México
- Sámamo-Celorio, M. L. 2011.** Desarrollo e integración de modelos numéricos de calidad del agua en un sistema de información geográfica. In TDR. Tesis Doctorales en Red. Universidad de Cantabria. España.
- Sandoval-Eraza, W. R., y Aguilera-Ortiz, E. P. 2015.** Determinación de Caudales en cuencas con poca información Hidrológica. *Ciencia Unemi*, 7(12), 100.
- Saraiva, S., Pina, P., Martins, F., Santos, M., Braunschweig, F., y Neves, R. 2007.** Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese estuaries. *Hydrobiologia*, 587(1), 5–18.
- Sopó, G., Martínez, O., y Herreño, A. 2013.** Metodología para realizar trabajos de hidrotopografía.
- Strickland, J. D. H., y Parsons, T. R. 1972.** A Practical Handbook of Seawater Analysis. In *Instructor's Manual for Food Analysis: Second Edition* (Second, Vol. 167).
- Toapaxi, J., Galiano, L., Castro, M., Hidalgo, X., y Valencia, N. 2015.** Analisis de la Socavacion en Cauces Naturales. *Revista Politecnica*, 35(3), 11.
- Torres-Bejarano, F. M., Torregroza-Espinosa, A. C., Martínez-Mera, E., Castañeda-Valbuena, D., y Tejera-González, M. P. 2020.** Hydrodynamics and water quality assessment of a coastal lagoon using environmental fluid dynamics code explorer modeling system. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 6(3), 289–308.

Torres-Marchena, C., y Torres-Bejarano, F. 2015. Aplicación del Modelo Numérico MOHID para el Estudio Hidrodinámico y de Transporte de la Ciénaga Mallorquín.

Wang, Q., Li, S., Jia, P., Qi, C., y Ding, F. 2013. A review of surface water quality models. *The Scientific World Journal*, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/231768>. Acceso: 6 Agosto (2020)

Willmott, C. J. 1984. On the Evaluation of Model Performance in Physical Geography. *Spatial Statistics and Models*, 1967, 443–460.

Xu, T., Yang, T., y Xiong, M. 2020. Time scales of external loading and spatial heterogeneity in nutrients-chlorophyll a response: Implication on eutrophication control in a large shallow lake. *Ecological Engineering*, 142(October 2019), 105636.

Yongeun, P., Kyung, H., Joo-Hyon, K., Seung, W. y Joon H. 2013. Developing a flow control strategy to reduce nutrient load in a reclaimed multi-reservoir system using a 2D hydrodynamic and water quality model, *Science of the Total Environment* 466–467: 871-880

Zhang, C. X., y You, X. Y. 2017. Application of EFDC model to grading the eutrophic state of reservoir: Case study in tianjin Erwangzhuang reservoir, China. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 11(1), 111–126.

Zouiten, H. 2012. Análisis Mediante Modelado Avanzado de Procesos de Eutrofización en Lagunas Litorales: Aplicación a Masas de Agua Atlánticas y Mediterráneas. <https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/96870/TesisHZ.pdf?sequence=1>. Acceso: 5 Agosto (2020)

8. ANEXOS

Anexo 1. Procedimiento de aforo del dique

El ancho del dique y las distancias entre las verticales fueron obtenidas por mediciones hechas en un punto fijo de referencia, con ayuda de una cuerda graduada con marcas semipermanentes pintadas cada metro. Las verticales fueron definidas teniendo en cuenta que no superaran 1/20 del ancho total; al ser este de 37.9 m, teóricamente, estas no debían estar separadas más de 1.9 m, sin embargo, las últimas 12 se distanciaron 2 m para facilidad del procedimiento. La velocidad en cada vertical se midió al 60 % de la profundidad utilizando el micromolinete hidrométrico, esto gracias a que en ninguna el nivel del agua sobre el dique superaba los 1.5 m. En la Figura 45 se muestra el perfil del vertedero a escala.

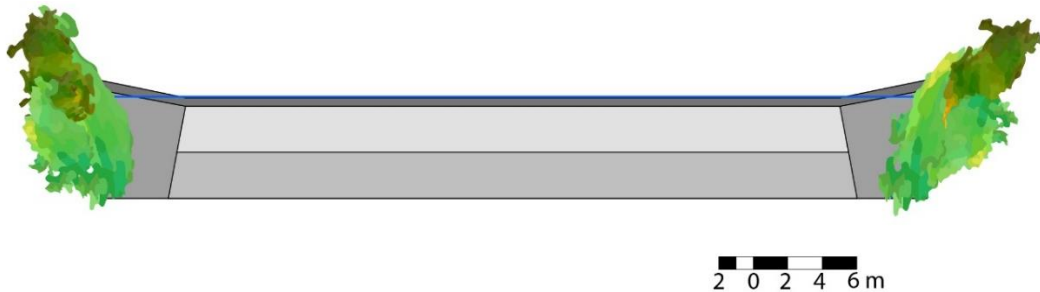


Figura 45. Perfil del vertedero a escala.

El caudal total del área transversal se determinó haciendo la suma de todos los caudales de cada vertical $Q_t = q_1 + \dots + q_{23}$, los cuales se calcularon utilizando la Ecuación 17 (FAO, 2020):

$$q_n = VMA_n \times A_n \quad (17)$$

Donde VMA_n es la velocidad media de cada sección de área; teniendo en cuenta que el dique posea la forma que se muestra en la Figura 46, las áreas A_1 y A_n geoméricamente corresponden a un triángulo, por lo que la velocidad media en esas secciones se calculó usando la formula $VMA = \frac{2}{3}(V_{media\ de\ la\ vertical})$ y para calcular las demás VMA se asumió que las áreas eran rectangulares, por lo que se utilizó la ecuación $VMA = \frac{V_{n-1} + V_n}{2}$.

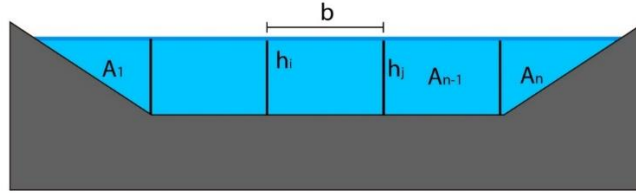


Figura 46. Forma ideal del dique.

Y donde A_n es el área de cada sección, la cual se determina para la primera y última área usando la fórmula $A = \frac{(b)(h)}{2}$ en la que h es la profundidad de la vertical y b es la separación que hay entre las dos verticales. También, para el cálculo de las demás áreas se usó $A = \frac{h_i+h_j}{2} \times b$, en la cual h_i y h_j corresponden a la profundidad de cada vertical y b es la separación entre las dos verticales. Los datos tomados fueron adjuntados en una cartera de aforo como se muestra en la Tabla 16.

Tabla 16. Cartera de aforo para el vertedero.

| D (m) | Vertical | Prof. (m) | PA (m) | VV (m/s) | VMV (m/s) | VMA (m/s) | Ai (m²) | Q (m³/s) |
|------------------------|-----------------|----------------------------|-------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| 0 | | | | | | | | |
| 1 | 1 | 0.16 | 0.16 | 0.22 | 0.22 | 0.15 | 0.08 | 0.01 |
| 2 | 2 | 0.29 | 0.29 | 0.58 | 0.58 | 0.40 | 0.23 | 0.09 |
| 3 | 3 | 0.35 | 0.35 | 0.43 | 0.43 | 0.51 | 0.32 | 0.16 |
| 4 | 4 | 0.35 | 0.35 | 0.54 | 0.54 | 0.49 | 0.35 | 0.17 |
| 5 | 5 | 0.38 | 0.38 | 0.63 | 0.63 | 0.59 | 0.37 | 0.21 |
| 6 | 6 | 0.39 | 0.39 | 0.55 | 0.55 | 0.59 | 0.39 | 0.23 |
| 7 | 7 | 0.39 | 0.39 | 0.54 | 0.54 | 0.55 | 0.39 | 0.21 |
| 8 | 8 | 0.42 | 0.42 | 0.72 | 0.72 | 0.63 | 0.41 | 0.26 |
| 9 | 9 | 0.40 | 0.40 | 1.01 | 1.01 | 0.87 | 0.41 | 0.35 |
| 10 | 10 | 0.43 | 0.43 | 0.67 | 0.67 | 0.84 | 0.42 | 0.35 |
| 12 | 11 | 0.41 | 0.41 | 0.70 | 0.70 | 0.69 | 0.84 | 0.58 |
| 14 | 12 | 0.39 | 0.39 | 0.75 | 0.75 | 0.73 | 0.80 | 0.58 |
| 16 | 13 | 0.39 | 0.39 | 0.79 | 0.79 | 0.77 | 0.78 | 0.60 |
| 18 | 14 | 0.39 | 0.39 | 0.74 | 0.74 | 0.77 | 0.78 | 0.60 |
| 20 | 15 | 0.41 | 0.41 | 0.79 | 0.79 | 0.77 | 0.80 | 0.61 |
| 22 | 16 | 0.38 | 0.38 | 0.79 | 0.79 | 0.79 | 0.79 | 0.62 |
| 24 | 17 | 0.39 | 0.39 | 0.78 | 0.78 | 0.79 | 0.77 | 0.60 |
| 26 | 18 | 0.39 | 0.39 | 0.72 | 0.72 | 0.75 | 0.78 | 0.59 |
| 28 | 19 | 0.39 | 0.39 | 0.64 | 0.64 | 0.68 | 0.78 | 0.53 |
| 30 | 20 | 0.39 | 0.39 | 0.77 | 0.77 | 0.71 | 0.78 | 0.55 |

| D (m) | Vertical | Prof. (m) | PA (m) | VV (m/s) | VMV (m/s) | VMA (m/s) | Ai (m²) | Q (m³/s) |
|------------------------|-----------------|----------------------------|-------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| 32 | 21 | 0.38 | 0.38 | 0.69 | 0.69 | 0.73 | 0.77 | 0.56 |
| 34 | 22 | 0.39 | 0.39 | 0.67 | 0.67 | 0.68 | 0.77 | 0.52 |
| 37.9 | 23 | 0.00 | | | | 0.45 | 0.76 | 0.34 |
| Total: | | | | | | | 13.54 | 9.32 |

D: Distancia desde margen; PA: Profundidad de aforo; VV: Velocidad en vertical; VMV: Velocidad media en la vertical; VMA: Velocidad media de área; A: Área; Q: Caudal.

Anexo 2. Procedimientos analíticos para la determinación de Clorofila-a

De la muestra de agua se extrajeron 150 mL y fueron colocados en un beaker previamente rotulado; del beaker se extrajeron de nuevo 45 mL de muestra y fueron distribuidos en tubos de ensayo con rosca; estos fueron puestos en una centrífuga marca Fisher Scientific a 2,200 rpm durante 10 minutos. Luego de esto se desechó el sobrenadante con una pipeta Pasteur, con el fin de dejar solo la pastilla celular en el tubo. Así, estos fueron cubiertos con papel aluminio para evitar la fotooxidación. De este modo se agregaron 3 mL de acetona al 90 % y se agitaron las manualmente para permitir la extracción de pigmentos. Una vez realizado esto, se sonicaron las muestras en baño de hielo dos ciclos durante cinco minutos en un desmembrador sónico FB120 marca Fisher Scientific y luego se dejaron refrigerar durante la noche (de 12 a 16 horas) a 4 °C.

Posterior a esto se volvió a sonicar en las condiciones anteriores y a centrifugar a 2,200 rpm durante 10 minutos. De nuevo se extrajo el sobrenadante dejando al menos 1 mL de muestra en el tubo. Se colocó la muestra en una celda de cuarzo y se leyó por triplicado en un espectrofotómetro Génesis 10S UV-VIS marca Thermo Scientific previamente calibrado con acetona al 90 % a las longitudes de onda que se muestran en la Ecuación 18 definida por Jeffrey & Humphrey (1975) y Humphrey (1979), que aplica para este caso y que es la usada para el cálculo de la concentración de clorofila-a en diferentes microalgas, donde Cl_a corresponde a la concentración en $\mu\text{g/L}$ y A_x es la absorbancia obtenida en la longitud de onda x :

$$Cl_a = 11.85A_{664} - 1.54A_{647} - 0.08A_{630} \quad (18)$$

Estos resultados se expresan en $\mu\text{g/L}$ de extracto, que fueron multiplicados por el volumen del extracto (4 mL) y divididos entre el número de mL de la muestra de agua

tomada (500 mL) para obtener la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$). En la Figura 47 se presenta el flujograma utilizado para el análisis de clorofila-a en las muestras de agua:



Figura 47. Flujograma para la determinación de Clorofila-a en el laboratorio.

Las absorbancias obtenidas en cada prueba, así como los valores obtenidos de clorofila-a para cada campaña se muestran compilados a continuación:

- **Campaña 1 (18/03/2019):**

| BLANCO | | | | PUNTO 1 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|--------|--------|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | -0.043 | -0.043 | -0.043 | 1 | 0.018 | 0.017 | 0.016 |
| 2 | -0.042 | -0.042 | -0.042 | 2 | 0.023 | 0.022 | 0.021 |
| 3 | -0.044 | -0.042 | -0.042 | 3 | 0.017 | 0.016 | 0.015 |
| Promedio | -0.043 | -0.042 | -0.042 | Promedio | 0.019 | 0.018 | 0.017 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 13.60 | | | | 1.40 | | | |
| PUNTO 3 | | | | PUNTO 4 | | | |
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.191 | 0.184 | 0.176 | 1 | 0.019 | 0.018 | 0.017 |
| 2 | 0.183 | 0.177 | 0.170 | 2 | 0.031 | 0.030 | 0.029 |
| 3 | 0.169 | 0.163 | 0.156 | 3 | 0.022 | 0.021 | 0.019 |
| Promedio | 0.181 | 0.175 | 0.167 | Promedio | 0.024 | 0.023 | 0.022 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 13.60 | | | | 1.76 | | | |
| PUNTO 5 | | | | ARROYO 1 | | | |
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.019 | 0.018 | 0.017 | 1 | 0.036 | 0.034 | 0.032 |
| 2 | 0.044 | 0.042 | 0.040 | 2 | 0.032 | 0.030 | 0.029 |
| 3 | 0.034 | 0.033 | 0.032 | 3 | 0.031 | 0.030 | 0.029 |
| Promedio | 0.032 | 0.031 | 0.030 | Promedio | 0.033 | 0.031 | 0.030 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 2.41 | | | | 2.44 | | | |
| ARROYO 2 | | | | ARROYO 3 | | | |
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.079 | 0.076 | 0.074 | 1 | 0.194 | 0.188 | 0.183 |
| 2 | 0.070 | 0.069 | 0.066 | 2 | 0.182 | 0.177 | 0.171 |
| 3 | 0.062 | 0.061 | 0.059 | 3 | 0.175 | 0.169 | 0.163 |
| PROMEDIO | 0.070 | 0.069 | 0.066 | Promedio | 0.184 | 0.178 | 0.172 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 5.40 | | | | 14.03 | | | |

No se pudo efectuar el análisis para el Punto 2 debido a un incidente en campo ocurrido con la muestra.

• **Campaña 2. (25/10/2019):**

| BLANCO | | | |
|-----------------|--------------------|--------|--------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | -0.043 | -0.043 | -0.043 |
| 2 | -0.042 | -0.042 | -0.042 |
| 3 | -0.044 | -0.042 | -0.042 |
| Promedio | -0.043 | -0.042 | -0.042 |

| PUNTO 1 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.069 | 0.670 | 0.670 |
| 2 | 0.068 | 0.671 | 0.669 |
| 3 | 0.070 | 0.669 | 0.671 |
| PROMEDIO | 0.069 | 0.670 | 0.670 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 55.22 | | | |

| PUNTO 2 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.185 | 0.184 | 0.181 |
| 2 | 0.186 | 0.183 | 0.182 |
| 3 | 0.184 | 0.185 | 0.180 |
| Promedio | 0.185 | 0.184 | 0.181 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 14.77 | | | |

| PUNTO 3 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.170 | 1.165 | 1.161 |
| 2 | 0.169 | 1.165 | 1.162 |
| 3 | 0.171 | 1.165 | 1.160 |
| Promedio | 0.170 | 1.165 | 1.161 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 95.60 | | | |

| ARROYO 1 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.126 | 0.120 | 0.121 |
| 2 | 0.125 | 0.120 | 0.122 |
| 3 | 0.127 | 0.120 | 0.120 |
| Promedio | 0.126 | 0.120 | 0.121 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 9.91 | | | |

| ARROYO 3 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.309 | 0.300 | 0.296 |
| 2 | 0.308 | 0.300 | 0.295 |
| 3 | 0.307 | 0.300 | |
| Promedio | 0.308 | 0.300 | 0.296 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 24.12 | | | |

| PUNTO DE AFORO* | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.172 | 0.154 | 0.159 |
| 2 | 0.171 | 0.155 | 0.160 |
| 3 | 0.173 | 0.153 | 0.158 |
| Promedio | 0.172 | 0.154 | 0.159 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 13.07 | | | |

*El punto de aforo corresponde al lugar donde se encuentra el dique sobre el caño Betancó y donde se realizó la respectiva medición de caudal (en este punto solo se determinó Cl-a).

- **Campaña 3. (01/11/2019):**

| BLANCO | | | | PUNTO 1 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|--------|--------|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | -0.043 | -0.043 | -0.043 | 1 | 0.197 | 0.184 | 0.177 |
| 2 | -0.042 | -0.042 | -0.042 | 2 | 0.193 | 0.181 | 0.175 |
| 3 | -0.044 | -0.042 | -0.042 | 3 | 0.193 | 0.179 | 0.175 |
| Promedio | -0.043 | -0.042 | -0.042 | Promedio | 0.194 | 0.181 | 0.176 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 18.54 | | | | 27.62 | | | |

| PUNTO 2 | | | | PUNTO 3 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.267 | 0.256 | 0.247 | 1 | 0.458 | 0.441 | 0.426 |
| 2 | 0.251 | 0.240 | 0.227 | 2 | 0.445 | 0.426 | 0.413 |
| 3 | 0.232 | 0.221 | 0.211 | 3 | 0.406 | 0.391 | 0.379 |
| Promedio | 0.250 | 0.239 | 0.228 | Promedio | 0.436 | 0.419 | 0.406 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 18.54 | | | | 33.04 | | | |

- **Campaña 4. (08/11/2019):**

| BLANCO | | | |
|-----------------|--------------------|--------|--------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | -0.043 | -0.043 | -0.043 |
| 2 | -0.042 | -0.042 | -0.042 |
| 3 | -0.044 | -0.042 | -0.042 |
| Promedio | -0.043 | -0.042 | -0.042 |

| PUNTO 1 | | | | PUNTO 2 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 1.005 | 0.986 | 0.975 | 1 | 0.730 | 0.700 | 0.680 |
| 2 | 0.979 | 0.953 | 0.940 | 2 | 0.696 | 0.668 | 0.654 |
| 3 | 0.936 | 0.915 | 0.908 | 3 | 0.668 | 0.644 | 0.620 |
| Promedio | 0.973 | 0.951 | 0.941 | Promedio | 0.698 | 0.671 | 0.651 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 30.13 | | | | 20.33 | | | |

- **Campaña 5. (15/11/2019):**

| BLANCO | | | |
|-----------------|--------------------|--------|--------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | -0.043 | -0.043 | -0.043 |
| 2 | -0.042 | -0.042 | -0.042 |
| 3 | -0.044 | -0.042 | -0.042 |
| Promedio | -0.043 | -0.042 | -0.042 |

| PUNTO 1 | | | | PUNTO 2 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.204 | 0.196 | 0.188 | 1 | 0.144 | 0.137 | 0.132 |
| 2 | 0.205 | 0.195 | 0.186 | 2 | 0.144 | 0.138 | 0.131 |
| 3 | 0.204 | 0.196 | 0.188 | 3 | 0.145 | 0.138 | 0.133 |
| Promedio | 0.204 | 0.196 | 0.187 | Promedio | 0.144 | 0.138 | 0.132 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 15.22 | | | | 10.73 | | | |

- **Campaña 6. (22/11/2019):**

| BLANCO | | | |
|-----------------|--------------------|--------|--------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | -0.043 | -0.043 | -0.043 |
| 2 | -0.042 | -0.042 | -0.042 |
| 3 | -0.044 | -0.042 | -0.042 |
| Promedio | -0.043 | -0.042 | -0.042 |

| PUNTO 1 | | | | PUNTO 2 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.146 | 0.139 | 0.134 | 1 | 0.184 | 0.176 | 0.169 |
| 2 | 0.146 | 0.140 | 0.134 | 2 | 0.183 | 0.176 | 0.170 |
| 3 | 0.148 | 0.142 | 0.136 | 3 | 0.184 | 0.176 | 0.170 |
| Promedio | 0.147 | 0.140 | 0.135 | Promedio | 0.184 | 0.176 | 0.170 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 10.94 | | | | 13.80 | | | |

- **Campaña 7. (29/11/2019):**

| BLANCO | | | |
|-----------------|--------------------|--------|--------|
| Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 |
| 1 | -0.043 | -0.043 | -0.043 |
| 2 | -0.042 | -0.042 | -0.042 |
| 3 | -0.044 | -0.042 | -0.042 |
| Promedio | -0.043 | -0.042 | -0.042 |

| PUNTO 1 | | | | PUNTO 2 | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|--------------------------------------|--------------------|-------|-------|
| Medida | Longitudes de onda | | | Medida | Longitudes de onda | | |
| | 330 | 647 | 664 | | 330 | 647 | 664 |
| 1 | 0.112 | 0.107 | 0.102 | 1 | 0.155 | 0.149 | 0.141 |
| 2 | 0.113 | 0.107 | 0.102 | 2 | 0.155 | 0.147 | 0.140 |
| 3 | 0.113 | 0.107 | 0.102 | 3 | 0.155 | 0.148 | 0.141 |
| Promedio | 0.113 | 0.107 | 0.102 | Promedio | 0.155 | 0.148 | 0.141 |
| Concentración de Cl-a en µg/L | | | | Concentración de Cl-a en µg/L | | | |
| 8.17 | | | | 11.41 | | | |

Anexo 3. Procedimiento para la estimación de caudales medios en los arroyos.

Cabe resaltar que, como en la presente investigación se necesitó definir caudales medios para época de lluvias y época seca, entonces, considerando los estudios realizados en el Plan de Manejo de la Ciénaga de Betancí (CVS, 2014), se tuvo en cuenta para la estimación de los caudales en época de lluvias las precipitaciones medias de los meses de abril hasta noviembre y para los caudales en época seca, las precipitaciones promedio de los meses de diciembre hasta marzo. Estos datos pluviométricos fueron tomados de las estaciones meteorológicas del IDEAM que se encuentran en cada una de las microcuencas de los arroyos, o muy próximas a estas, definidas mediante polígonos de Thiessen, como se aprecia en Tabla 17.

Tabla 17. Estaciones pluviométricas usadas en la estimación de caudales.

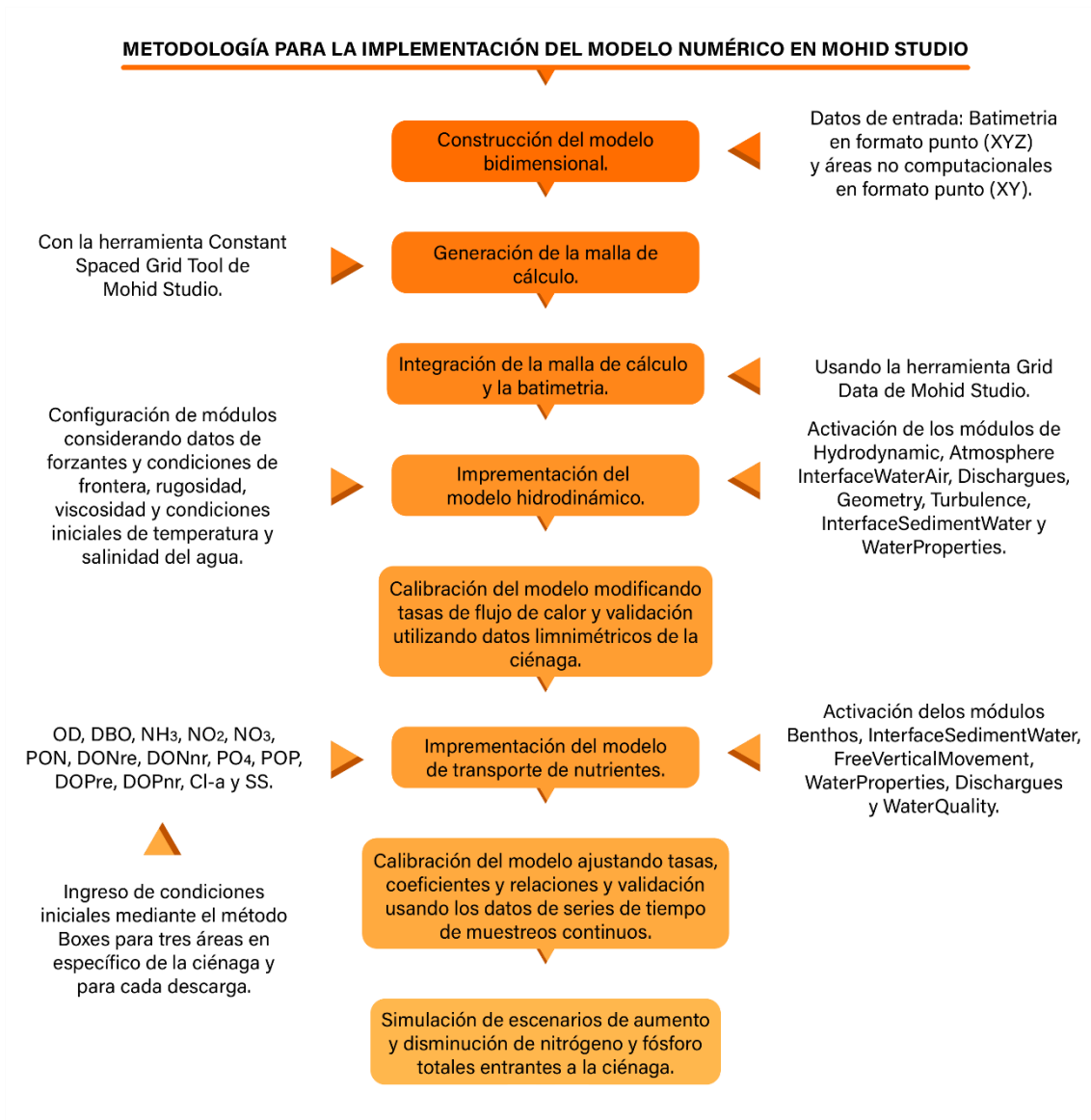
| Microcuenca | Estación utilizada | Código |
|--------------------|---------------------------|---------------|
| Trementinal | Buenos Aires | [13060020] |
| | Planeta Rica – Aut. | [25025190] |

| Microcuenca | Estación utilizada | Código |
|--------------------|---------------------------|---------------|
| Vuelto | San Anterito | [13060010] |
| Las Lomitas | Caramelo | [13060030] |
| León | Buenos Aires | [13060020] |
| Q. El Ñeque | San Francisco | [25010100] |
| Q. Betancí | Caramelo | [13060030] |

El área de cada microcuenca fue determinada utilizando herramientas de medición con sistemas de información geográfica (ArcGis 10.3®) y métodos de procesamiento del modelo digital de terreno (DEM, por sus siglas en inglés) para hallar la pendiente promedio, mismo con el que fueron delimitadas la subcuenca y las microcuencas; una vez realizado esto y tomando como base los estudios de Diaz-Carvajal & Mercado-Fernández (2017) en el que se definen mediante imágenes satelitales las principales coberturas del terreno y se establecen los más importantes tipos de suelo tomando como base el estudio de general de suelos y zonificación de tierras del departamento de Córdoba (IGAC, 2009) en toda el área de la subcuenca de Betancí, se pudo establecer el coeficiente de escorrentía para cada microcuenca utilizando el método de Prevert citado en Asensio et al. (2011):

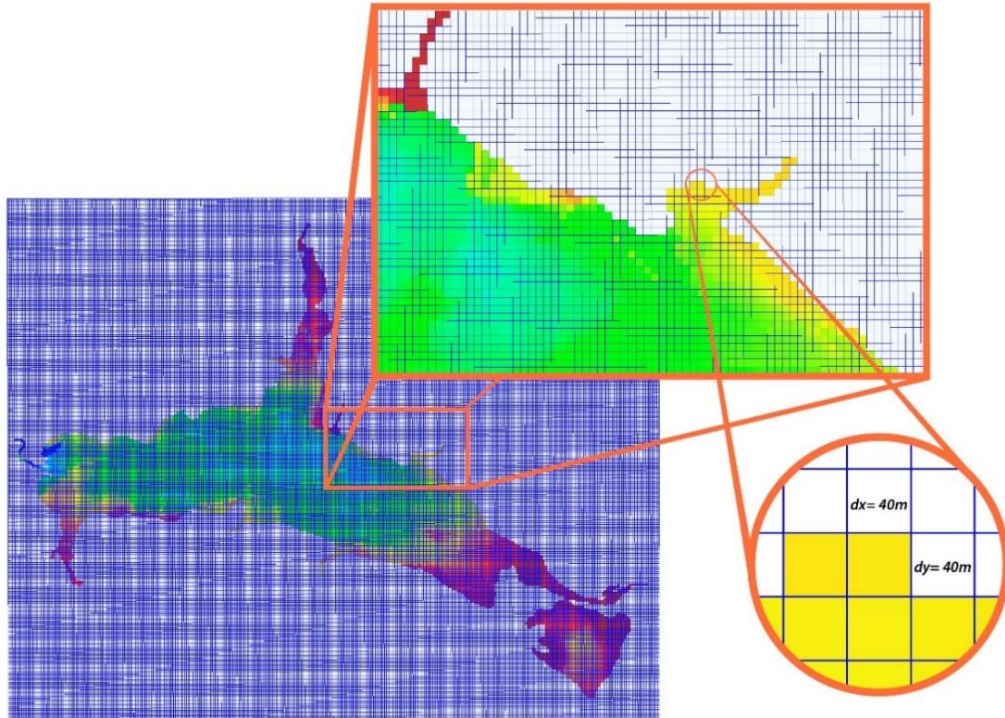
| Uso del suelo | Pendiente (%) | Textura del suelo (%) | | |
|-------------------------|----------------------|----------------------------------|----------------------------|-----------|
| | | Arenoso-Limoso Limoso-Arenoso | Limoso Limoso-Arcilloso | Arcilloso |
| Bosque | 0 – 5 | 0.10 | 0.30 | 0.40 |
| | 5 -10 | 0.25 | 0.35 | 0.50 |
| | 10 - 30 | 0.30 | 0.40 | 0.60 |
| | > 30 | 0.32 | 0.42 | 0.63 |
| Pastizal | 0 – 5 | 0.15 | 0.35 | 0.45 |
| | 5 -10 | 0.30 | 0.40 | 0.55 |
| | 10 - 30 | 0.35 | 0.45 | 0.65 |
| | > 30 | 0.37 | 0.47 | 0.68 |
| Cultivo agrícola | 0 – 5 | 0.30 | 0.50 | 0.60 |
| | 5 -10 | 0.40 | 0.66 | 0.70 |
| | 10 - 30 | 0.50 | 0.70 | 0.80 |
| | > 30 | 0.53 | 0.74 | 0.84 |

Anexo 4. Flujograma para la implementación del modelo numérico en MOHID Studio®.



Anexo 5. Malla numérica y tamaño de celdas obtenidas para la zona de estudio.

MALLA NUMÉRICA



Anexo 6. Resultados de calidad del agua en los distintos muestreos realizados en época húmeda.

• **Muestreo 1 (25/10/2019):**

| Parámetro | Unidad | P1 | P2 | P3 |
|-----------------------------------|---------------|-----------|-----------|-----------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 5.14 | 4.6 | 4.52 |
| DBO5 | mg/L | 6.78 | 13.21 | 4.4 |
| DQO | mg/L | 21.01 | 30.7 | 17.78 |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 10 | 14 | 10.7 |
| Nitratos | mg/L | 0.32 | 0.27 | 0.2 |
| Nitritos | mg/L | 0.003 | 0.001 | 0.003 |
| Nitrógeno amoniacal | mg/L | 0.11 | 1.34 | 1.51 |
| Nitrógeno total | mg/L | 0.95 | 1.85 | 2.24 |
| Fósforo total | mg/L | 0.15 | 0.2 | 0.17 |
| Fosfatos como ortofosfatos | mg/L | 0.09 | 0.12 | 0.08 |
| Conductividad eléctrica | μS/cm | 156.8 | 166.92 | 175.58 |
| pH | | 7.18 | 7.19 | 7.19 |
| Clorofila - a | μg/L | 55.22 | 14.77 | 95.6 |

| Parámetro | Unidad | P1 | P2 | P3 |
|------------------------|---------------|-----------|-----------|-----------|
| Disco de Secchi | m | 0.21 | 0.17 | 0.13 |
| Temperatura | ° C | 29.5 | 29.4 | 30.5 |
| Salinidad | PSU | 0.072 | 0.077 | 0.081 |

- **Muestreo 2 (01/11/2019):**

| Parámetro | Unidad | P1 | P2 | P3 |
|-----------------------------------|---------------|-----------|-----------|-----------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 5.76 | 5.36 | 5.76 |
| DBO5 | mg/L | 11.85 | 13.05 | 12.6 |
| DQO | mg/L | 25.86 | 22.62 | 27.47 |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 8.53 | 9.28 | 17.5 |
| Nitratos | mg/L | 0.21 | 0.44 | 0.87 |
| Nitritos | mg/L | 0.005 | 0.0051 | 0.014 |
| Nitrógeno amoniacal | mg/L | 0.45 | 0.85 | 0.7 |
| Nitrógeno total | mg/L | 1.18 | 1.85 | 2.07 |
| Fósforo total | mg/L | 0.22 | 0.18 | 0.19 |
| Fosfatos como ortofosfatos | mg/L | 0.12 | 0.13 | 0.12 |
| Conductividad eléctrica | µS/cm | 151 | 144.33 | 173.33 |
| pH | | 5.65 | 5.65 | 5.65 |
| Clorofila - a | µg/L | 27.62 | 18.54 | 33.04 |
| Disco de Secchi | m | 0.21 | 0.17 | 0.13 |
| Temperatura | ° C | 29.45 | 29.44 | 30.46 |
| Salinidad | PSU | 0.070 | 0.067 | 0.080 |

- **Muestreo 3 (08/11/2019):**

| Parámetro | Unidad | P1 | P2 |
|-----------------------------------|---------------|-----------|-----------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 5.5 | 5.59 |
| DBO5 | mg/L | 15.5 | 18.39 |
| DQO | mg/L | 26.11 | 65.28 |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 6.7 | 13 |
| Nitratos | mg/L | 0.31 | 0.39 |
| Nitritos | mg/L | 0.004 | 0.0053 |
| Nitrógeno amoniacal | mg/L | 0.55 | 0.81 |
| Nitrógeno total | mg/L | 0.22 | 0.28 |
| Fósforo total | mg/L | 0.42 | 0.52 |
| Fosfatos como ortofosfatos | mg/L | 0.11 | 0.13 |
| Conductividad eléctrica | µS/cm | 157 | 159 |
| pH | | 8.62 | 8.75 |

| Parámetro | Unidad | P1 | P2 |
|------------------------|---------------|-----------|-----------|
| Clorofila - a | µg/L | 30.13 | 20.33 |
| Disco de Secchi | m | 0.185 | 0.165 |

- **Muestreo 4 (15/11/2019):**

| Parámetro | Unidad | P1 | P2 |
|-----------------------------------|---------------|-----------|-----------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 5.65 | 6.95 |
| DBO5 | mg/L | 10.77 | 17.8 |
| DQO | mg/L | 17.95 | 44.06 |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 18 | 11 |
| Nitratos | mg/L | 0.38 | 0.4 |
| Nitritos | mg/L | 0.003 | 0.003 |
| Nitrógeno amoniacal | mg/L | 0.9 | 1.12 |
| Nitrógeno total | mg/L | 1.23 | 1.46 |
| Fósforo total | mg/L | 0.37 | 0.42 |
| Fosfatos como ortofosfatos | mg/L | 0.12 | 0.12 |
| Conductividad eléctrica | µS/cm | 160 | 141 |
| pH | | 7.34 | 7.57 |
| Clorofila - a | µg/L | 15.22 | 10.73 |
| Disco de Secchi | m | 0.185 | 0.16 |

- **Muestreo 5 (22/11/2019):**

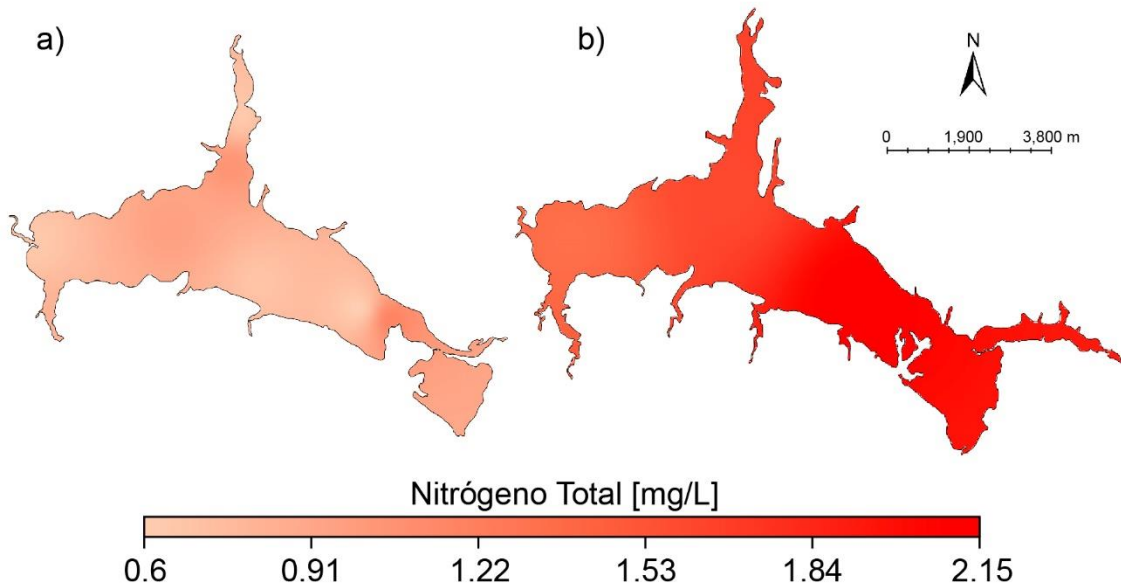
| Parámetro | Unidad | P1 | P2 |
|-----------------------------------|---------------|-----------|-----------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 6.69 | 6.36 |
| DBO5 | mg/L | 13.2 | 15.7 |
| DQO | mg/L | 25.01 | 31.68 |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 12.53 | 15.4 |
| Nitratos | mg/L | 0.312 | 0.23 |
| Nitritos | mg/L | 0.001 | 0.001 |
| Nitrógeno amoniacal | mg/L | 0.67 | 0.95 |
| Nitrógeno total | mg/L | 1.18 | 1.29 |
| Fósforo total | mg/L | 0.36 | 0.45 |
| Fosfatos como ortofosfatos | mg/L | 0.19 | 0.16 |
| Conductividad eléctrica | µS/cm | 764 | 164 |
| pH | | 8.27 | 7.37 |
| Clorofila - a | µg/L | 10.94 | 13.8 |
| Disco de Secchi | m | 0.18 | 0.155 |

- Muestreo 6 (29/11/2019):

| Parámetro | Unidad | P1 | P2 |
|----------------------------|------------------|-------|-------|
| Oxígeno disuelto | mg/L | 5.47 | 5.95 |
| DBO5 | mg/L | 12 | 18.6 |
| DQO | mg/L | 23.34 | 24.64 |
| Sólidos suspendidos | mg/L | 12.7 | 18 |
| Nitratos | mg/L | 0.25 | 0.28 |
| Nitritos | mg/L | 0.001 | 0.001 |
| Nitrógeno amoniacal | mg/L | 1.01 | 1.23 |
| Nitrógeno total | mg/L | 1.57 | 1.79 |
| Fósforo total | mg/L | 0.42 | 0.41 |
| Fosfatos como ortofosfatos | mg/L | 0.17 | 0.19 |
| Conductividad eléctrica | $\mu\text{S/cm}$ | 230 | 152 |
| pH | | 7.5 | 7.56 |
| Clorofila - a | $\mu\text{g/L}$ | 8.17 | 11.41 |
| Disco de Secchi | m | 0.185 | 0.155 |

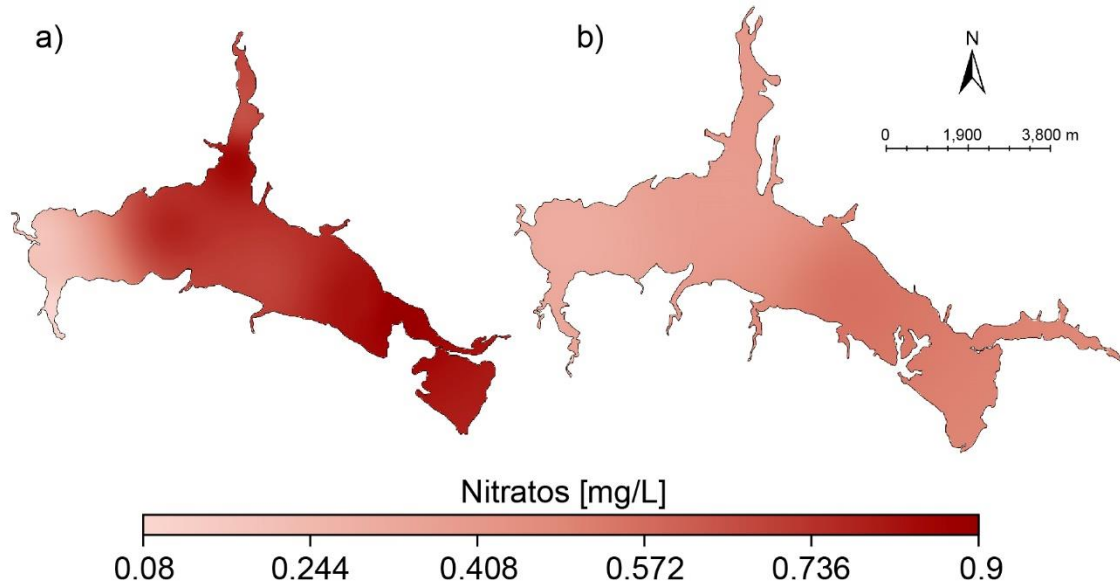
Anexo 7. Distribución espacial de los parámetros de calidad del agua medidos en época seca y húmeda.

- Nitrógeno Total



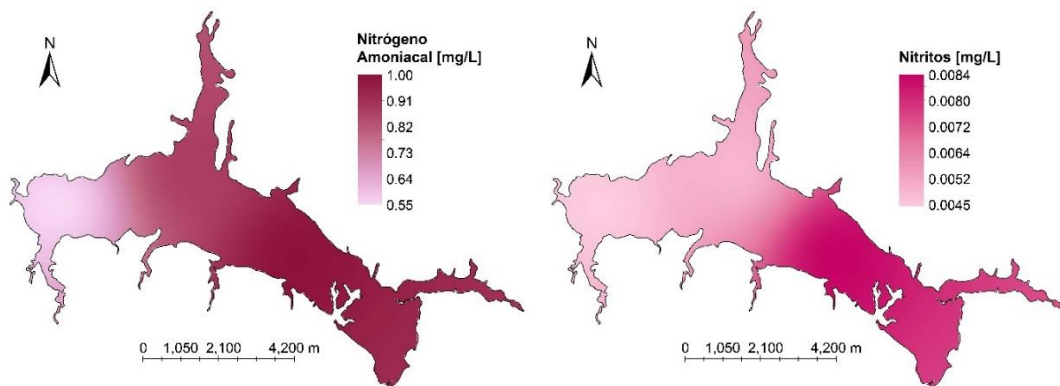
a) Época seca. b) Época húmeda.

- **Nitratos**

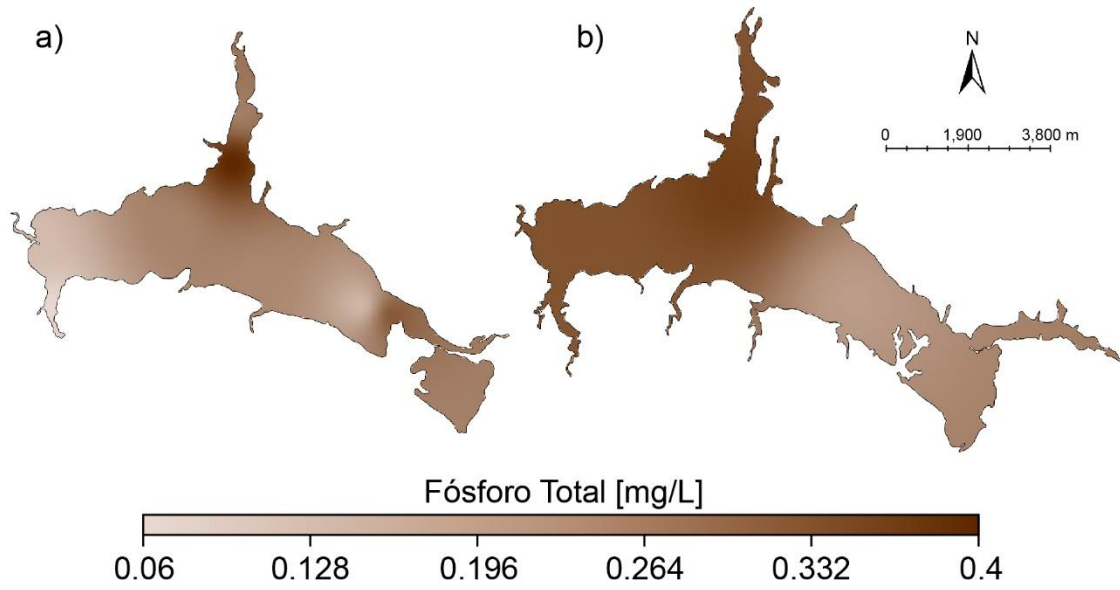


a) Época seca. b) Época húmeda.

- **Nitrógeno Amoniacal (izq.) y Nitritos (der.) - época húmeda.**

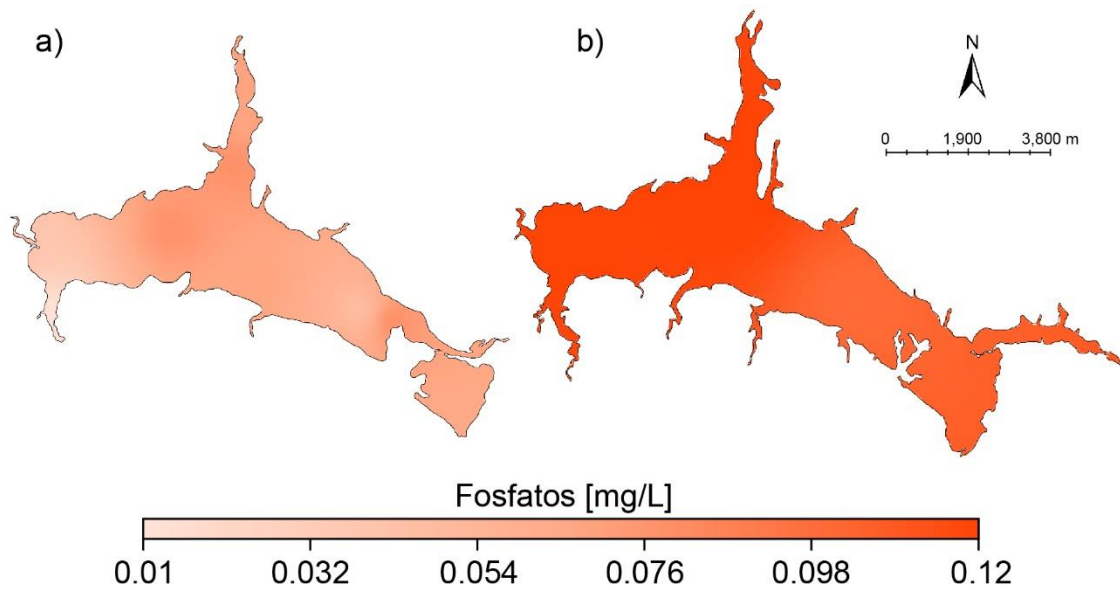


- **Fósforo Total**



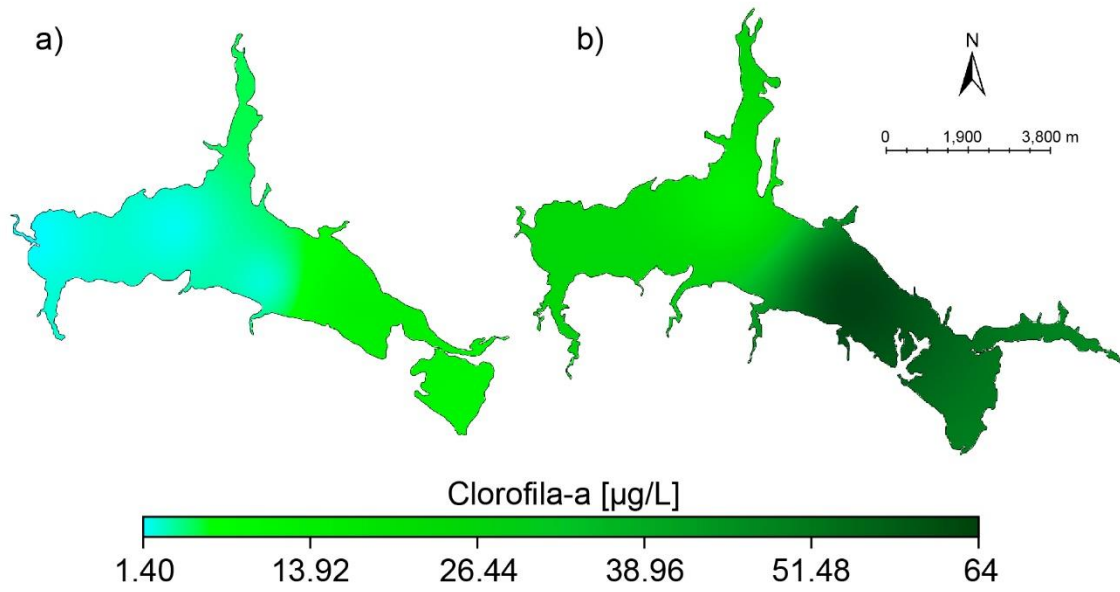
a) Época seca. b) Época húmeda.

- **Fosfatos**



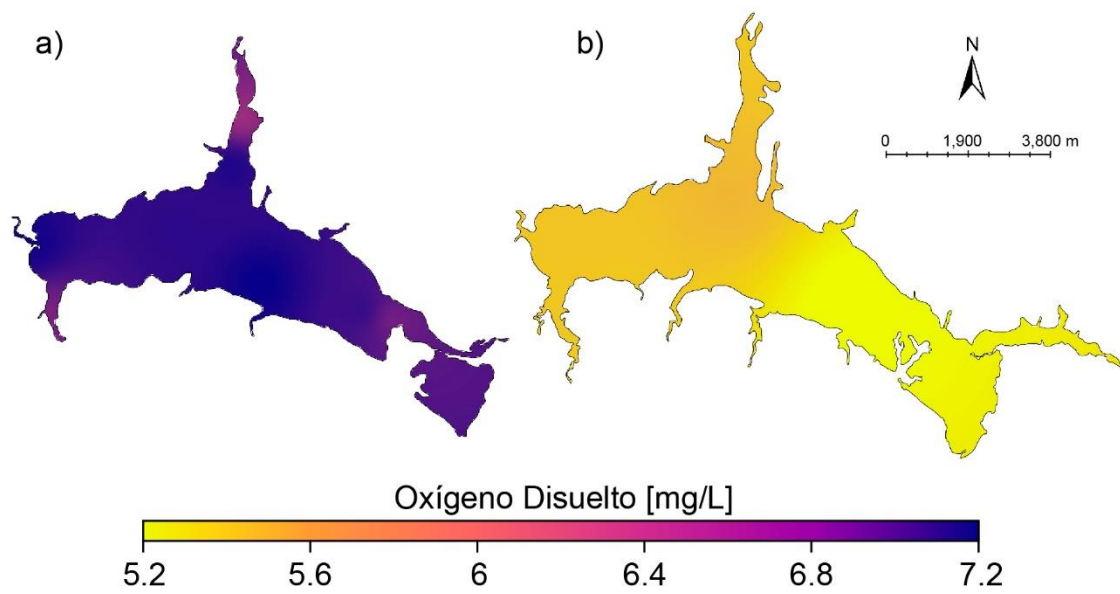
a) Época seca. b) Época húmeda.

- **Clorofila-a**



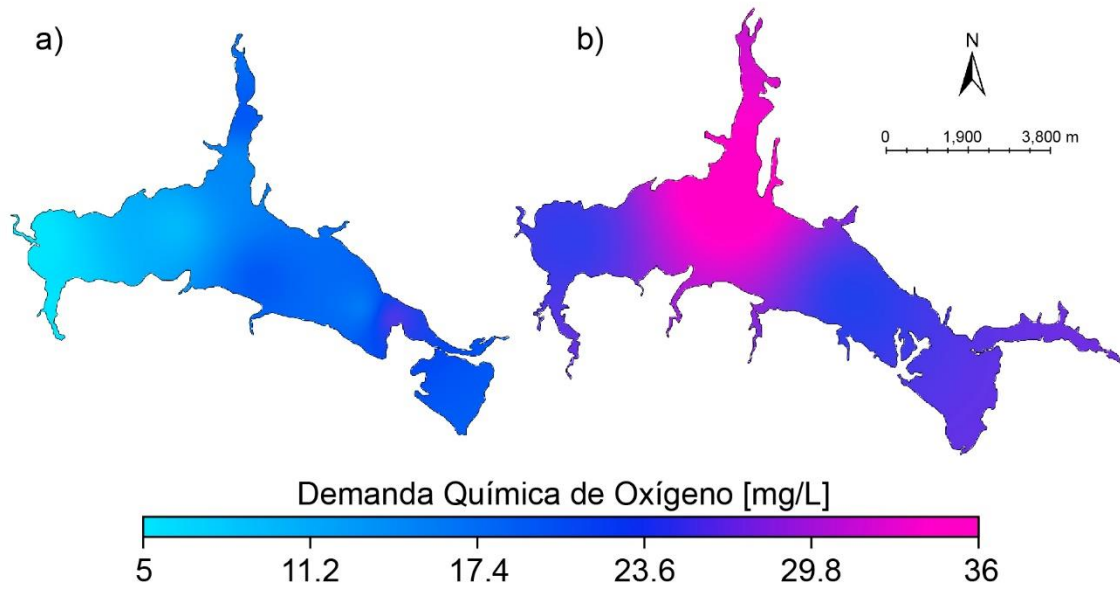
a) Época seca. b) Época húmeda.

- **Oxígeno Disuelto**



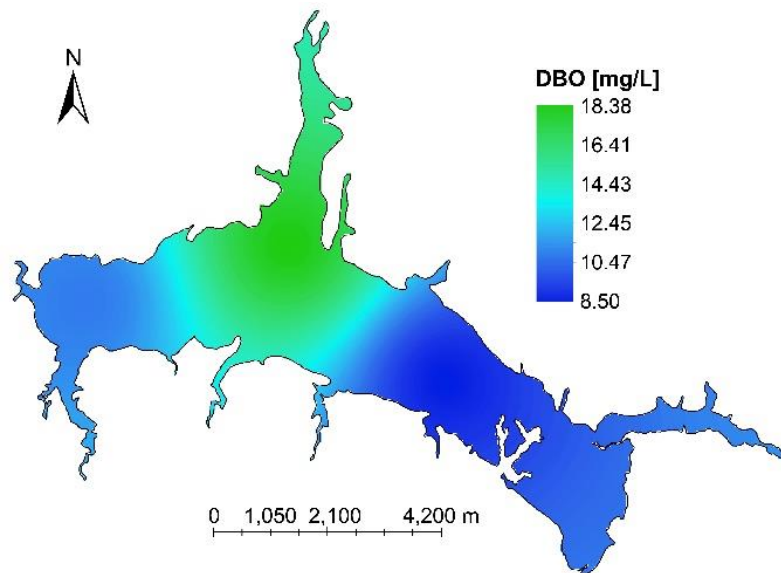
a) Época seca. b) Época húmeda.

- **DQO**

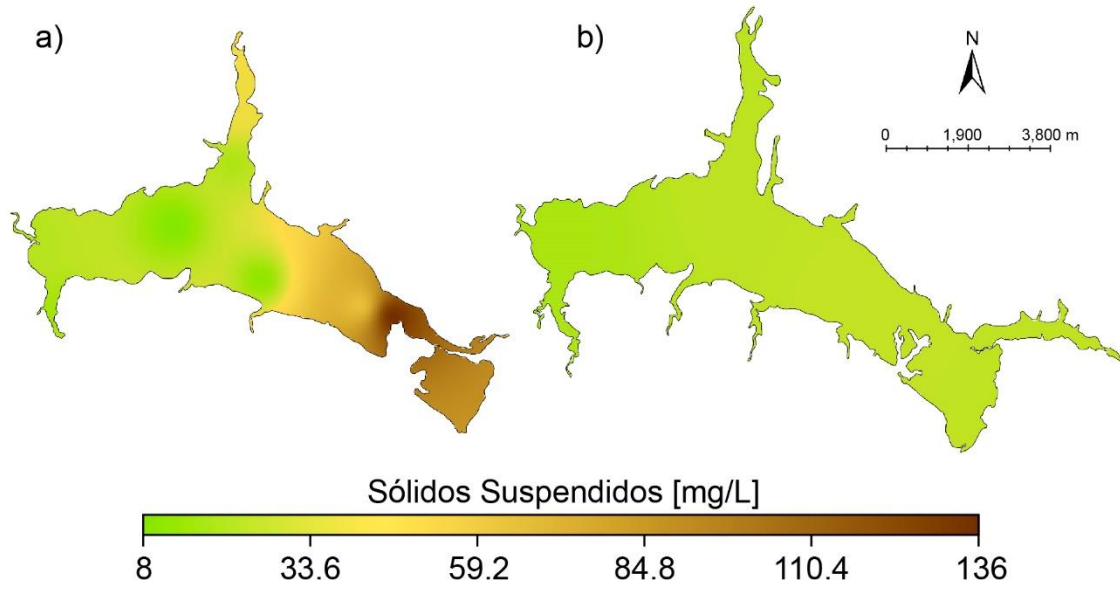


a) Época seca. b) Época húmeda.

- **DBO (época húmeda)**

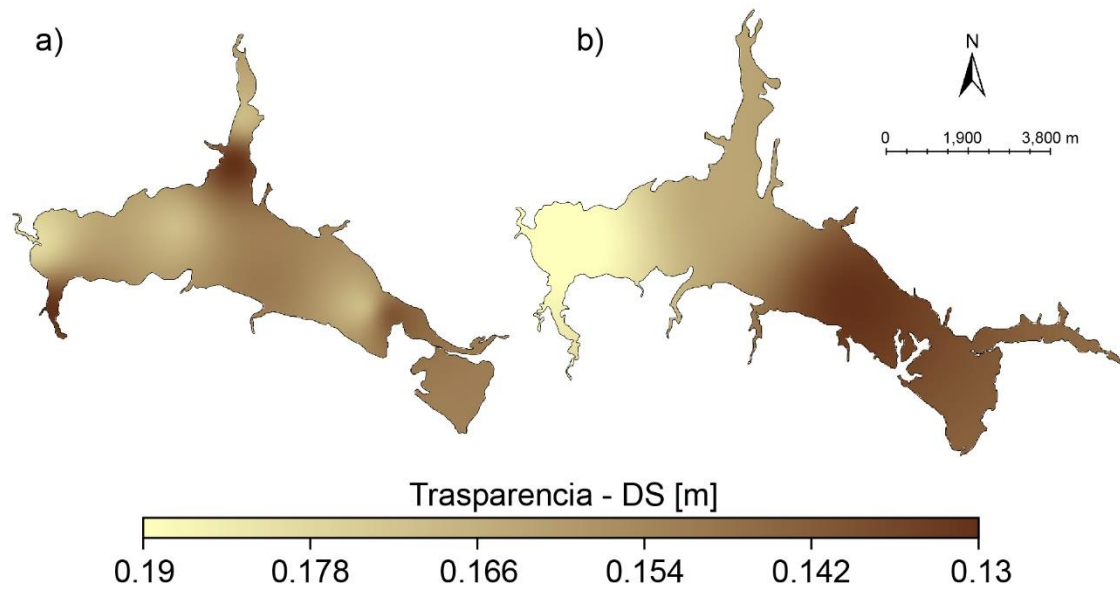


- **Sólidos Suspendidos**



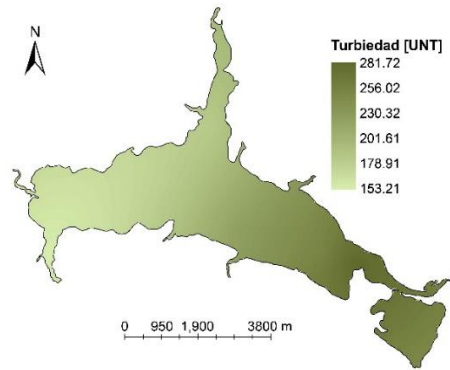
a) Época seca. b) Época húmeda.

- **Transparencia**

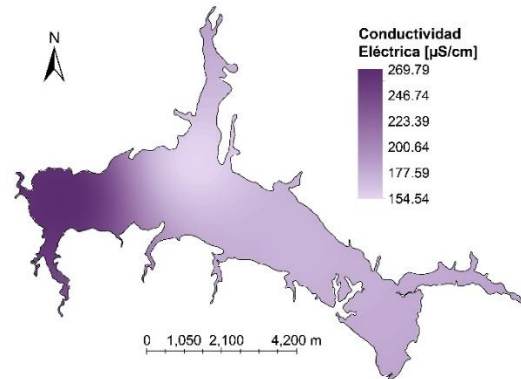
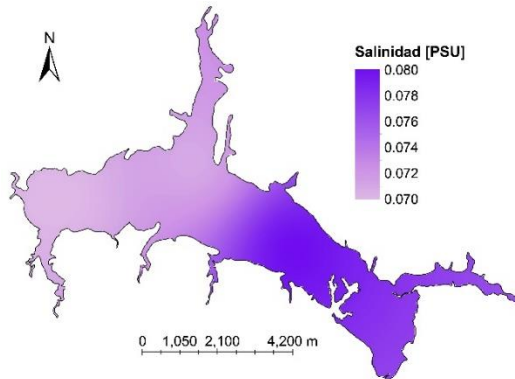


a) Época seca. b) Época húmeda.

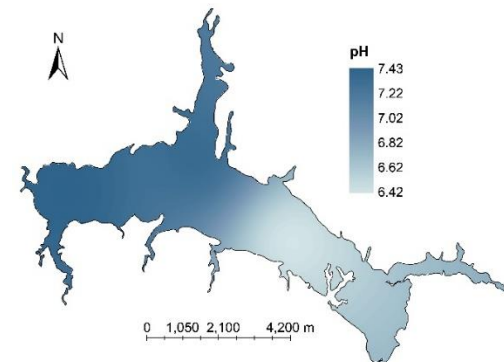
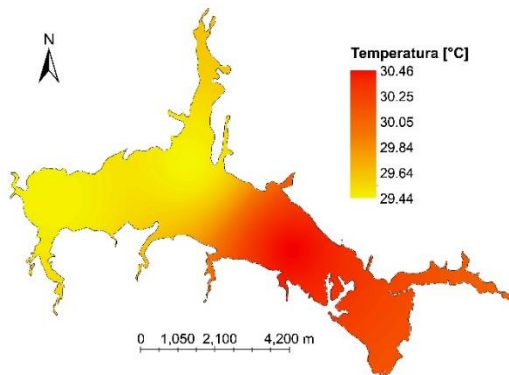
- **Turbiedad (época seca)**



- **Salinidad (izq.) y conductividad eléctrica (der.) - época húmeda.**



- **Temperatura (izq.) y pH (der.) - época húmeda.**



Anexo 8. Variables utilizadas en la estimación de los caudales en los afluentes de la ciénaga.

- **Arroyo Trementinal**

| Corriente: | | Arroyo Trementinal | | |
|---|------------------------------------|------------------------------|--|--|
| Precipitación Época Seca (mm): | | 147.5 | | |
| Precipitación Época Húmeda (mm): | | 1583 | | |
| Pendiente promedio (%): | | 7.42 | | |
| Cobertura | Coefficiente de escorrentía | Área (km²) | Caudal Época Seca (m³/s) | Caudal Época Húmeda (m³/s) |
| Otros cultivos transitorios | 0.66 | 28.82 | 0.09 | 0.95 |
| Vegetación secundaria o en transición | 0.35 | 27.00 | 0.04 | 0.47 |
| Pastos limpios | 0.4 | 46.30 | 0.09 | 0.93 |
| Tierras desnudas y/o degradadas | 0.7 | 37.81 | 0.12 | 1.33 |
| Arbustal | 0.35 | 60.68 | 0.10 | 1.07 |
| Pastos arbolados | 0.35 | 303.92 | 0.50 | 5.34 |
| TOTAL | | 507.39 | 0.94 | 10.09 |

- **Arroyo Vueltoso**

| Corriente: | | Arroyo Vueltoso | | |
|---|------------------------------------|------------------------------|--|--|
| Precipitación Época Seca (mm): | | 122 | | |
| Precipitación Época Húmeda (mm): | | 1122 | | |
| Pendiente promedio (%): | | 5.3 | | |
| Cobertura | Coefficiente de escorrentía | Área (km²) | Caudal Época Seca (m³/s) | Caudal Época Húmeda (m³/s) |
| Otros cultivos transitorios | 0.66 | 5.98 | 0.02 | 0.14 |
| Vegetación secundaria o en transición | 0.35 | 13.60 | 0.02 | 0.17 |
| Pastos limpios | 0.4 | 12.19 | 0.02 | 0.17 |
| Tierras desnudas y/o degradadas | 0.7 | 10.63 | 0.03 | 0.26 |
| Arbustal | 0.35 | 6.25 | 0.01 | 0.08 |
| Pastos arbolados | 0.35 | 72.13 | 0.10 | 0.90 |
| TOTAL | | 122.07 | 0.19 | 1.72 |

- Arroyo Las Lomitas

| Corriente: | | Arroyo Las Lomitas | | |
|---|------------------------------------|------------------------------|--|--|
| Precipitación Época Seca (mm): | | 159 | | |
| Precipitación Época Húmeda (mm): | | 1560 | | |
| Pendiente promedio (%): | | 3.22 | | |
| Cobertura | Coefficiente de escorrentía | Área (km²) | Caudal Época Seca (m³/s) | Caudal Época Húmeda (m³/s) |
| Otros cultivos transitorios | 0.55 | 5.98 | 0.02 | 0.16 |
| Vegetación secundaria o en transición | 0.35 | 13.60 | 0.02 | 0.24 |
| Pastos limpios | 0.4 | 12.19 | 0.02 | 0.24 |
| Tierras desnudas y/o degradadas | 0.6 | 10.63 | 0.03 | 0.32 |
| Arbustal | 0.35 | 6.25 | 0.01 | 0.11 |
| Pastos arbolados | 0.3 | 72.13 | 0.11 | 1.07 |
| TOTAL | | 90.02 | 0.22 | 2.13 |

- Arroyo León

| Corriente: | | Arroyo León | | |
|---|------------------------------------|------------------------------|--|--|
| Precipitación Época Seca (mm): | | 38 | | |
| Precipitación Época Húmeda (mm): | | 1150 | | |
| Pendiente promedio (%): | | 4.55 | | |
| Cobertura | Coefficiente de escorrentía | Área (km²) | Caudal Época Seca (m³/s) | Caudal Época Húmeda (m³/s) |
| Otros cultivos transitorios | 0.5 | 2.56 | 0.002 | 0.05 |
| Vegetación secundaria o en transición | 0.3 | 5.46 | 0.002 | 0.06 |
| Pastos limpios | 0.35 | 10.66 | 0.004 | 0.14 |
| Tierras desnudas y/o degradadas | 0.5 | 4.85 | 0.003 | 0.09 |
| Arbustal | 0.3 | 0.75 | 0.000 | 0.01 |
| Pastos arbolados | 0.35 | 29.56 | 0.012 | 0.38 |
| TOTAL | | 53.84 | 0.024 | 0.72 |

- Quebrada El Ñeque

| Corriente: | | Quebrada El Ñeque | | |
|---|------------------------------------|------------------------------|--|--|
| Precipitación Época Seca (mm): | | 155 | | |
| Precipitación Época Húmeda (mm): | | 1753 | | |
| Pendiente promedio (%): | | 7.7 | | |
| Cobertura | Coefficiente de escorrentía | Área (km²) | Caudal Época Seca (m³/s) | Caudal Época Húmeda (m³/s) |
| Otros cultivos transitorios | 0.66 | 26.78 | 0.09 | 0.98 |
| Vegetación secundaria o en transición | 0.35 | 27.67 | 0.05 | 0.54 |
| Pastos limpios | 0.4 | 18.75 | 0.04 | 0.42 |
| Tierras desnudas y/o degradadas | 0.6 | 15.32 | 0.05 | 0.51 |
| Arbustal | 0.35 | 27.78 | 0.05 | 0.54 |
| Pastos arbolados | 0.4 | 173.70 | 0.34 | 3.86 |
| TOTAL | | 291.58 | 0.61 | 6.85 |

- Quebrada Betancí

| Corriente: | | Quebrada Betancí | | |
|---|------------------------------------|------------------------------|--|--|
| Precipitación Época Seca (mm): | | 159 | | |
| Precipitación Época Húmeda (mm): | | 1560 | | |
| Pendiente promedio (%): | | 2.66 | | |
| Cobertura | Coefficiente de escorrentía | Área (km²) | Caudal Época Seca (m³/s) | Caudal Época Húmeda (m³/s) |
| Otros cultivos transitorios | 0.5 | 5.88 | 0.015 | 0.146 |
| Vegetación secundaria o en transición | 0.3 | 1.85 | 0.003 | 0.027 |
| Pastos limpios | 0.35 | 0.97 | 0.002 | 0.017 |
| Tierras desnudas y/o degradadas | 0.5 | 1.41 | 0.004 | 0.035 |
| Arbustal | 0.3 | 0.02 | 0.000 | 0.000 |
| Pastos arbolados | 0.35 | 12.87 | 0.023 | 0.223 |
| TOTAL | | 23.00 | 0.046 | 0.448 |

Anexo 9. Valor de los coeficientes usados para la calibración del modelo

- Valor de los coeficientes usados para la calibración de los nitrógenos.

| Parámetro | VARIABLES MODIFICADAS | Palabra clave en MOHD Studio® | Módulo | Valor |
|--------------------------------------|---|-------------------------------|----------------------|------------------------|
| Amoniaco, Nitratos y Nitritos | Tasa de descomposición del PON | PON DECAY RATE | <i>Benthos</i> | 0.008 d ⁻¹ |
| | Tasa de descomposición del PON a temperatura de referencia | NOPREF | <i>Water Quality</i> | 0.0001 d ⁻¹ |
| | Tasa de mineralización de DONre a temperatura de referencia | NMINR | <i>Water Quality</i> | 0.0001 d ⁻¹ |
| | Tasa de nitrificación a temperatura de referencia | NITRIREF | <i>Water Quality</i> | 0.06 d ⁻¹ |
| | Tasa de desnitrificación a temperatura de referencia | DENITREF | <i>Water Quality</i> | 0.001 d ⁻¹ |
| | Tasa de mineralización de DONnr a temperatura de referencia | NMINENR | <i>Water Quality</i> | 0.0001 d ⁻¹ |

- Valor de los coeficientes usados para la calibración del fósforo.

| Parámetro | VARIABLES MODIFICADAS | Palabra clave en MOHD Studio® | Módulo | Valor |
|-----------------|---|-------------------------------|----------------------|-----------------------|
| Fosfatos | Tasa de mineralización del POP a temperatura de referencia | PPARTMIN | <i>Water Quality</i> | 0.03 d ⁻¹ |
| | Tasa de mineralización de DOPre a temperatura de referencia | PMINR | <i>Water Quality</i> | 0.03 d ⁻¹ |
| | Tasa de mineralización de DOPnr a temperatura de referencia | PMINNR | <i>Water Quality</i> | 0.025 d ⁻¹ |

- Valor de los coeficientes usados para la calibración de la clorofila.

| Parámetro | VARIABLES MODIFICADAS | Palabra clave en MOHD Studio® | Módulo | Valor |
|--------------------|---|-------------------------------|----------------------|---------------------|
| Clorofila-a | Tasa máxima de crecimiento bruto del Fitoplancton | GROWMAXF | <i>Water Quality</i> | 4.2 d ⁻¹ |

| Parámetro | Variables modificadas | Palabra clave en MOHD Studio® | Módulo | Valor |
|------------------|---|--------------------------------------|----------------------|------------------------|
| | Constante de respiración endógena para el fitoplancton | FENDREPC | <i>Water Quality</i> | 0.0025 d ⁻¹ |
| | Constante de excreción de fitoplancton | EXCRCONS | <i>Water Quality</i> | 0.0001 d ⁻¹ |
| | Tasa máxima de mortalidad por fitoplancton | FMORTMAX | <i>Water Quality</i> | 0.005 d ⁻¹ |
| | Eficiencia de asimilación del fitoplancton por zooplancton | ASS_EFIC | <i>Water Quality</i> | 0.5 |
| | Fracción de material inorgánico soluble excretado por el fitoplancton | FSOLEXCR | <i>Water Quality</i> | 0.001 |
| | Fracción de materia orgánica disuelta excretada por el fitoplancton | FDISSDON | <i>Water Quality</i> | 0.001 |
| | Tasa máxima de crecimiento bruto del Zooplancton | GROWMAXZ | <i>Water Quality</i> | 0.05 d ⁻¹ |
| | Constante de pastoreo del Zooplancton | IVLEVCON | <i>Water Quality</i> | 3.5 d ⁻¹ |

- **Valor de los coeficientes usados para la calibración del oxígeno y la DBO.**

| Parámetro | Variables modificadas | Palabra clave en MOHD Studio® | Módulo | Valor |
|-------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|----------------------|--------------------------------------|
| Oxígeno Disuelto y DBO | Oxidación de la DBO de referencia | BODREF | <i>Water Quality</i> | 1.8x10 ⁻⁶ d ⁻¹ |

- **Valor de los coeficientes usados para la calibración de sólidos suspendidos.**

| Parámetro | Variables modificadas | Palabra clave en MOHD Studio® | Módulo | Valor |
|----------------------------|--|--------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| Sólidos suspendidos | Velocidad de sedimentación constante prescrita | WS_VALUE | <i>Free Vertical Movement</i> | 1.0x10 ⁻⁸ d ⁻¹ |

Anexo 10. Valores utilizados de caudales y concentraciones para los escenarios de simulación

- Valores de caudales para los arroyos principales

| | Caudal [m ³ /s] | | | | | |
|-----------------------|----------------------------|-------|-------|--------------|--------|-------|
| | Época Seca | | | Época Húmeda | | |
| | Ref. | + 50% | -50% | Ref. | + 50% | -50% |
| A. Vuelto | 0.19 | 0.285 | 0.095 | 1.72 | 2.58 | 0.86 |
| A. Las Lomitas | 0.21 | 0.315 | 0.105 | 3.3 | 4.95 | 1.65 |
| A. Trementinal | 0.94 | 1.41 | 0.47 | 10.09 | 15.135 | 5.045 |
| A. El Ñeque | 0.65 | 0.975 | 0.325 | 7.29 | 10.935 | 3.645 |

- Valores de concentración de nutrientes ingresados para los escenarios de simulación en época seca:

| | Época Seca | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|-------------------|-------|--------|----------------|-------|--------|----------------|-------|--------|-------------|-------|--------|-------|
| | A. Vuelto | | | A. Las Lomitas | | | A. Trementinal | | | A. El Ñeque | | | |
| | Ref. | +50% | +100% | Ref. | +50% | +100% | Ref. | +50% | +100% | Ref. | +50% | +100% | |
| Nutrientes [mg/L] | NH ₃ | 0.063 | 0.0945 | 0.126 | 0.196 | 0.294 | 0.392 | 0.484 | 0.726 | 0.968 | 0.484 | 0.726 | 0.968 |
| | NO ₃ | 0.65 | 0.975 | 1.3 | 0.08 | 0.12 | 0.16 | 0.9 | 1.35 | 1.8 | 0.9 | 1.35 | 1.8 |
| | NO ₂ | 0.017 | 0.0255 | 0.034 | 0.002 | 0.003 | 0.004 | 0.024 | 0.036 | 0.048 | 0.024 | 0.036 | 0.048 |
| | DON _r | 0.016 | 0.024 | 0.032 | 0.048 | 0.072 | 0.096 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 |
| | DON _{nr} | 0.016 | 0.024 | 0.032 | 0.048 | 0.072 | 0.096 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 |
| | PON | 0.016 | 0.024 | 0.032 | 0.048 | 0.072 | 0.096 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 |
| | PO ₄ | 0.07 | 0.105 | 0.14 | 0.01 | 0.015 | 0.02 | 0.08 | 0.12 | 0.16 | 0.08 | 0.12 | 0.16 |
| | DOP _r | 0.057 | 0.0855 | 0.114 | 0.017 | 0.0255 | 0.034 | 0.077 | 0.1155 | 0.154 | 0.077 | 0.1155 | 0.154 |
| | DOP _{nr} | 0.057 | 0.0855 | 0.114 | 0.017 | 0.0255 | 0.034 | 0.077 | 0.1155 | 0.154 | 0.077 | 0.1155 | 0.154 |
| | POP | 0.057 | 0.0855 | 0.114 | 0.017 | 0.0255 | 0.034 | 0.077 | 0.1155 | 0.154 | 0.077 | 0.1155 | 0.154 |

- **Valores de concentración de nutrientes ingresados para los escenarios de simulación en época húmeda:**

| | | Época Húmeda | | | | | | | | | | | |
|-------------------|-----------------|---------------------|--------|-------|----------------|--------|-------|----------------|--------|-------|-------------|--------|-------|
| | | A. Vueltooso | | | A. Las Lomitas | | | A. Trementinal | | | A. El Ñeque | | |
| | | Ref. | +50% | +100% | Ref. | +50% | +100% | Ref. | +50% | +100% | Ref. | +50% | +100% |
| Nutrientes [mg/L] | NH ₃ | 0.27 | 0.405 | 0.54 | 0.83 | 1.245 | 1.66 | 2.04 | 3.06 | 4.08 | 2.04 | 3.06 | 4.08 |
| | NO ₃ | 0.37 | 0.555 | 0.74 | 0.05 | 0.075 | 0.1 | 0.52 | 0.78 | 1.04 | 0.52 | 0.78 | 1.04 |
| | NO ₂ | 0.005 | 0.0075 | 0.01 | 0.001 | 0.0015 | 0.002 | 0.01 | 0.015 | 0.02 | 0.01 | 0.015 | 0.02 |
| | DONr | 0.064 | 0.096 | 0.128 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 | 0.492 | 0.738 | 0.984 | 0.492 | 0.738 | 0.984 |
| | DONnr | 0.064 | 0.096 | 0.128 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 | 0.492 | 0.738 | 0.984 | 0.492 | 0.738 | 0.984 |
| | PON | 0.064 | 0.096 | 0.128 | 0.119 | 0.1785 | 0.238 | 0.492 | 0.738 | 0.984 | 0.492 | 0.738 | 0.984 |
| | PO ₄ | 0.13 | 0.195 | 0.26 | 0.02 | 0.03 | 0.04 | 0.15 | 0.225 | 0.3 | 0.15 | 0.225 | 0.3 |
| | DOPr | 0.081 | 0.1215 | 0.162 | 0.025 | 0.0375 | 0.05 | 0.111 | 0.1665 | 0.222 | 0.111 | 0.1665 | 0.222 |
| | DOPnr | 0.081 | 0.1215 | 0.162 | 0.025 | 0.0375 | 0.05 | 0.111 | 0.1665 | 0.222 | 0.111 | 0.1665 | 0.222 |
| | POP | 0.081 | 0.1215 | 0.162 | 0.025 | 0.0375 | 0.05 | 0.111 | 0.1665 | 0.222 | 0.111 | 0.1665 | 0.222 |

Anexo 11. Registro Fotográfico



Algas verdes y macrofitas sobre la ciénaga de Betancí.



Toma de datos batimétricos con ADCP.



GPS/Ecosonda Garmin echoMAP 73sv.



Toma de datos batimétricos con la GPS/Ecosonda Garmin echoMAP 73sv.



RiverRay ADCP marca Teledyne.



Determinación de transparencia del agua con el Disco Secchi.



Georreferenciación de puntos de muestreo con GPSmap 60CSx marca Garmin.



Sonda multiparamétrica HANNA modelo HI 9829



Micromolinet hidrométrico Swiffer modelo 2100.



Aforo del dique sobre el caño Betancí.



Dique sobre el Caño Betancí en época seca.



Dique sobre el Caño Betancí en época húmeda.



Muestras de agua refrigeradas.



Estación meteorológica Maracayo.



Mira - estación limnimétrica Maracayo.



Extracción de las muestras.



Preparación de muestras para la determinación de clorofila-a.



Centrifuga marca Fisher Scientific.



Centrifugación de las muestras.



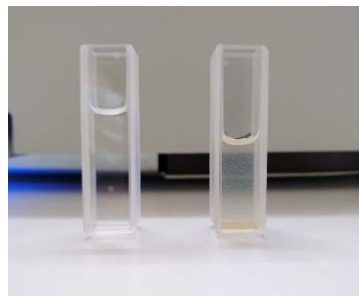
Desmembrador sónico FB120 marca Fisher Scientific.



Sonicación de las muestras en baño de hielo.



Espectrofotómetro Génesis 10S UV-VIS marca Thermo Scientific.



Muestras en las celdas de cuarzo para lectura en el espectrofotómetro.

