



**Análisis de la evolución de la calidad del agua y las emisiones de gases de efecto
invernadero en un embalse tropical en Colombia**

Fabián Alonso Úsuga Úsuga

Tesis de maestría presentada para optar al título de Magíster en Ingeniería Ambiental

Directora

Diana Catalina Rodríguez Loaiza, Doctora (PhD) en Ingeniería Ambiental

Codirector

Gustavo Antonio Peñuela Mesa, Doctor (PhD) en Química Ambiental

Universidad de Antioquia
Facultad de Ingeniería
Maestría en Ingeniería Ambiental
Medellín, Antioquia, Colombia
2022

ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA Y LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UN EMBALSE TROPICAL EN COLOMBIA

2

Cita	(Úsuga F.A., 2022)
Referencia	Úsuga Úsuga, F.A. (2018). <i>Análisis de la evolución de la calidad del agua y las emisiones de gases de efecto invernadero en un embalse tropical en Colombia</i> .
Estilo APA 7 (2020)	[Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.



Maestría en Ingeniería Ambiental, Cohorte XV.

Grupo de Investigación Diagnóstico y Control de la Contaminación.

Sede de Investigación Universitaria (SIU).



Centro de documentación Ingeniería (CENDOI)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

Rector: John Jairo Arboleda Céspedes.

Decano/Director: Jesús Francisco Vargas Bonilla.

Jefe departamento: Diana Catalina Rodríguez Loaiza.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece el apoyo financiero brindado la empresa ISAGEN y el grupo GDCON de la Universidad de Antioquia por el financiamiento a través del acuerdo 47/26: "Cuantificación de las emisiones de GEI para el Proyecto Hidroeléctrico Sogamoso".

A Diana Catalina Rodríguez y a Gustavo Peñuela por su acompañamiento en la dirección y codirección de la Tesis, además de los diversos aprendizajes en toda la estadía en GDCON.

A Carlos Andrés Pérez, Jorge Benítez, David Angee Mejía, de ISAGEN. Y María Fernanda Guerra, Luisa Caly, Kellys Salcedo y Natalia Miranda del Grupo de investigación GDCON de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia; y a personal técnico y auxiliar que participó en los monitoreos y análisis.

Al profesor Rubén Molina por su asesoría y acompañamiento en la simulación de las emisiones de Gases de efecto invernadero e instrucciones en demás temas técnicos relacionados.

Al profesor Edwin Lenin Chica por su acompañamiento inicial en la elaboración de la tesis.

A la Asociación Internacional de Hidroeléctricas (IHA) por el uso de la plataforma G-res Tool (<https://g-res.hydropower.org/>).

A Sara Mercier-Blais por las aclaraciones técnicas sobre conceptos e inquietudes respecto G res Tool.

A mi Familia, amigos de la Universidad y de Buriticá mi pueblo natal, a varios de mis compañeros de postgrado. ¡Muchas Gracias!

GLOSARIO

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

COD: Carbono Orgánico Disuelto.

COP: Carbón Orgánico Particulado.

CID: Carbono Inorgánico Disuelto.

CIP: Carbono Inorgánico Particulado.

Densidad de Potencia: Se estima como la relación entre la capacidad instalada de potencia y el área del embalse.

Flujo difusivo de CO₂: Flujo de emisiones de dióxido de carbono que se disuelve en el agua y luego se desplaza a la atmósfera.

Flujo difusivo de CH₄: Flujo de emisiones de metano que se disuelve en el agua y luego se desplaza a la atmósfera.

Flujo de burbujeo de CH₄: Flujo de emisiones de metano que se desplaza a través de burbujas en el agua y luego se desplaza a la atmósfera.

GEI: Gas de Efecto Invernadero.

GWP: Global Warming Potential (en inglés). Denota un factor potencial de calentamiento dado por un gas de efecto invernadero, comúnmente basado en el CO₂.

IHA: Asociación Internacional de Hidroeléctricas (International Hydroelectric Association, en inglés).

Intensidad de emisiones de GEI: Emisiones de gases de efecto invernadero emitidas por kWh de energía generado.

Intensidad de emisiones de carbono: Emisiones de Carbono (en función del CO₂e) emitidas por kWh de energía generado.

LZF: Límite de la Zona Fótica.

NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl.

ONU: Organización de Naciones Unidas.

P: Fósforo Total.

ST: Sólidos Totales.

SST: Sólidos Suspendidos Totales.

SDT: Sólidos Disueltos Totales.

Transición (Energética): Cambio de fuentes de energía y/o electricidad aplicado a procesos y/o actividades dentro de un país, región o lugar; normalmente aplicado a tener fuentes energías menos contaminantes en función de las emisiones de GEI.

UNESCO: Es un organismo especializado de la ONU para contribuir a la consolidación de la paz, la erradicación de la pobreza, el desarrollo sostenible y el diálogo intercultural mediante la educación, las ciencias, la cultura, la comunicación y la información.

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

El incremento de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) en el mundo, tiene en la actualidad una gran importancia e interés ambiental debido a la influencia de estos en el calentamiento global, siendo el aumento de la producción de electricidad debida al crecimiento demográfico la principal fuente de emisiones en la atmósfera; especialmente desde las fuentes energéticas fósiles y derivadas del carbón. Aunque, con la transición de energías renovables como la hidroelectricidad se pretende tener alternativas menos contaminantes con respecto a la huella de carbono y las respectivas emisiones.

La energía hidroeléctrica específicamente desde el embalsamiento de los ríos tiene un rol importante como fuente de energía, pero también tiene relevancia ambiental por concepto de la evolución de la calidad de agua en el ciclo del carbono y los nutrientes, medio donde se descompone materia orgánica susceptible a generar cambios en el nivel trófico de los embalses y a la vez se producen emisiones de GEI.

En Colombia, la hidroelectricidad tiene una importante participación en la matriz energética (70%), respondiendo al aprovechamiento del recurso hídrico, a satisfacer la demanda energética interna y a considerar el uso de energías alternativas y renovables que, en principio y en este caso en especial, se consideran también como de carbono “neutro”; aunque el alcance de este último concepto a nivel ambiental, principalmente, tiene en el mundo un campo de estudio por científicos alrededor de las emisiones de GEI en embalses con el fin de cuantificar de manera real cuál es la magnitud que se puede tener en estos términos, dirigidas a conocer si son comparables las emisiones con fuentes fósiles o si son mucho menores.

Al respecto y dado el contexto de las emisiones de GEI y su relación general con la energía, en este trabajo de investigación se tiene como enfoque el estudio de la evolución de la calidad del agua y las emisiones de GEI en los primeros 5 años posteriores al llenado del embalse hidroeléctrico Topocoro, con un análisis general de la intensidad de emisiones de GEI en el mismo período y la producción energética. Y también se realiza la modelación de la huella de carbono, en función de los GEI del embalse Topocoro, ubicado en el departamento de Santander, Colombia; con el uso de la plataforma online G-res de la IHA (versión 3.1).

Es importante resaltar que este proyecto de investigación se desarrolla dentro del Programa Científico Colombiano en el marco de la convocatoria de propuestas Ecosistema Científico (Contrato No. FP44842-218-2018). Agradeciendo a la empresa ISAGEN y al grupo GDCON de la Universidad de Antioquia por el financiamiento a través del acuerdo 47/26: "Cuantificación de las emisiones de GEI para el Proyecto Hidroeléctrico Sogamoso".

El desarrollo de la tesis se presenta en 3 capítulos, para los cuales su contenido se describe a continuación, resaltando que la escritura de esta, se realiza bajo la estructura y estilo de artículos de investigación:

Capítulo 1: En este capítulo se muestran los resultados de parámetros fisicoquímicos de calidad del agua durante los primeros 5 años posteriores al llenado del embalse, de muestras monitoreadas en la capa superficial, fótica y afótica; y se estudia la evolución temporal de las condiciones del agua para el mismo periodo.

Capítulo 2: En este capítulo se muestran los resultados de las emisiones brutas de GEI del embalse Topocoro durante los primeros 5 años posteriores al llenado, y se realiza un análisis general de la intensidad de emisiones y densidad de potencia comparado con otros embalses hidroeléctricos de condiciones tropicales.

Capítulo 3: En este capítulo se calcula la huella de carbono del embalse, mediante la implementación del modelo predictivo de flujos de GEI, G-res de la IHA (versión 3.1), y se analiza el aporte de emisiones de CO₂ y CH₄, y como CO₂eq en el ciclo de vida de 100 años.

CONGRESOS

F.A. Usuga, D.C. Rodríguez, G.A. Peñuela. Análisis de la evolución de la calidad del agua y emisiones de gases de efecto invernadero en un embalse tropical en Colombia. 2nd Latin American & Caribbean Young Water Professional Conference, 8 al 12 de noviembre de 2020. Manizales, Colombia.

CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN GENERAL	6
2	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	15
3	PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	16
4	HIPOTESIS	16
5	OBJETIVO GENERAL	17
6	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
7	CAPÍTULO 1	18
	EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD FISICOQUÍMICA DEL AGUA EN UN EMBALSE TROPICAL EN COLOMBIA	18
7.1	RESUMEN	18
7.2	INTRODUCCIÓN	19
7.3	METODOLOGÍA	22
7.3.1	Área de estudio	22
7.3.2	Muestreos de agua	24
7.3.3	Análisis fisicoquímico de aguas	26
7.3.4	Determinación del estado trófico.....	27
7.3.5	Monitoreo de GEI.....	28
7.3.6	Análisis de GEI en laboratorio	29
7.4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
7.5	APORTES Y LIMITACIONES	54
7.6	CONCLUSIONES	54
7.7	REFERENCIAS.....	55
8	CAPÍTULO 2	61

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UN EMBALSE TROPICAL EN COLOMBIA	61
8.1 RESUMEN	61
8.2 INTRODUCCIÓN	61
8.3 MATERIALES Y METODOLOGÍA.....	65
8.3.1 Área de estudio	65
8.3.2 Monitoreo de GEI.....	67
8.3.3 Análisis de laboratorio.....	69
8.3.4 Intensidad de GEI y Densidad de Potencia	70
8.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	71
8.4.1 Flujos difusivos de dióxido de carbono del embalse.....	71
8.4.2 Flujos difusivos y de burbujeo de metano en el embalse	74
8.4.3 Emisiones brutas anuales en el embalse Topocoro	77
8.4.4 Relación entre intensidad de gases de efecto invernadero y generación de energía	79
8.4.5 Comparación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero de embalses tropicales y Topocoro durante los primeros 5 años.	82
8.4.6 Relación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero y la densidad de potencia en embalses hidroeléctricos tropicales.....	85
8.5 ASPECTOS A RESALTAR DEL PROYECTO TOPOCORO	88
8.6 CONCLUSIONES	89
8.7 REFERENCIAS.....	89
9 CAPÍTULO 3	93
PREDICCIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN EL EMBALSE HIDROELÉCTRICO TOPOCORO	93
9.1 INTRODUCCIÓN	94
9.2 METODOLOGÍA.....	99

9.2.1	Área de estudio	99
9.2.2	Descripción y aplicación de Earth Engine en la simulación con G-res Tool .	99
9.2.3	Descripción y aplicación del modelo G-res Tool	103
9.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	106
9.3.1	Discusión de resultados según las etapas de emisiones en el proyecto hidroeléctrico.....	120
9.4	APORTES Y LIMITACIONES	128
9.5	CONCLUSIONES	128
9.6	AGRADECIMIENTOS	129
9.7	REFERENCIAS.....	130

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Fig. 1. Localización del embalse Topocoro (Lopera et al., 2016).....	23
Fig. 2. Esquema de cámara flotante en acrílico para monitoreo de flujos de gases difusivos	28
Fig. 3. Esquema de embudo sumergido en monitoreo de flujos de gases por burbujeo	29
Fig. 4. a) Perfil longitudinal del pH y b) Evolución anual del pH en las zonas tróficas del embalse Topocoro.....	31
Fig. 5. a) Perfil longitudinal del Oxígeno Disuelto (OD) y b) Evolución anual del Oxígeno Disuelto en las zonas tróficas del embalse Topocoro.....	32
Fig. 6. a) Perfil longitudinal de la conductividad y b) Evolución anual de la conductividad en las zonas tróficas del embalse Topocoro.	34
Fig. 7. a) Perfil longitudinal de la DQO y b) Evolución anual de la DQO en las zonas tróficas del embalse Topocoro.....	36
Fig. 8. a) Perfil longitudinal de los Sólidos Totales y b) Evolución anual de los Sólidos Totales en las zonas tróficas del embalse Topocoro.....	37
Fig. 9. a) Perfil longitudinal de los Sólidos Disueltos Totales y b) Evolución anual de los Sólidos Disueltos Totales en las zonas tróficas del embalse Topocoro.	38
Fig. 10. a) Perfil longitudinal de Nitratos y b) Evolución anual de Nitratos en las zonas tróficas del embalse Topocoro.....	39
Fig. 11. a) Perfil longitudinal del Fósforo y b) Evolución anual del Fósforo en las zonas tróficas del embalse Topocoro.....	41
Fig. 12. a) Perfil longitudinal del COD y b) Evolución anual del COD en las zonas tróficas del embalse Topocoro.....	44
Fig. 13. Evolución anual del área llenada del embalse vs concentraciones de COD en el embalse Topocoro.....	46
Fig. 14. Evolución anual de los flujos difusivos de CO ₂ vs concentraciones de COD en el embalse Topocoro.....	47
Fig. 15. Evolución anual de los flujos Difusivos (D) y de Burbujeo (B) de CH ₄ vs concentraciones de COD en el embalse Topocoro.	47

CAPÍTULO 2

Fig. 16. Localización del embalse Topocoro (Lopera et al., 2016).....	66
Fig. 17. Esquema de cámara en acrílico flotante en monitoreo de flujos de gases difusivos	67
Fig. 18. Esquema de embudo sumergido en monitoreo de flujos de gases por burbujeo	68
Fig. 19. Flujos difusivos de dióxido de carbono en el embalse Topocoro. <i>Nota: el número de estaciones en 2015 y 2016 fue de 6, y a partir de 2017 se incrementó a 8; para CO₂ y CH₄ (Fig. 20).</i>	71
Fig. 20. Flujos difusivos (D) y de burbujeo (B) de metano en el embalse Topocoro.	74
Fig. 21. Emisiones brutas anuales en el embalse.	77
Fig. 22. Relación entre intensidad de gases y generación de energía.	80
Fig. 23. Comparación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero de embalses tropicales y Topocoro. Ajustado y modificado de la Fig. 4 (Demarty & Bastien, 2011)......	84
Fig. 24. Relación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero y la densidad de potencia en embalses hidroeléctricos tropicales.	87
 CAPÍTULO 3	
Fig. 25. Localización general y delimitación de cobertura del suelo de la cuenca en Google Earth Engine.	100
Fig. 26. Localización general y delimitación del embalse en Google Earth Engine.....	101
Fig. 27. Huella Neta del Embalse comparado a escala climática global.....	108
Fig. 28. Huella Neta del Embalse comparado a escala climática tropical.....	110
Fig. 29. Emisiones difusivas de Metano.....	111
Fig. 30. Emisiones de desgasificación de Metano.....	112
Fig. 31. Emisiones de burbujeo de Metano	113
Fig. 32. Contribución relativa de las emisiones de CH ₄ en el post-llenado.....	114
Fig. 33. Emisiones difusivas de Dióxido de Carbono	115
Fig. 34. Densidad de Potencia	117
Fig. 35. Intensidad de Emisiones de gases de efecto invernadero asignada	118

LISTA DE TABLAS

CAPÍTULO 1

Tabla 1. Campañas y temporadas de monitoreos de aguas y GEI..... 24

Tabla 2. Límites de Cuantificación parámetros fisicoquímicos 26

CAPÍTULO 2

Tabla 3. Campañas y temporadas de monitoreos de GEI..... 68

CAPÍTULO 3

Tabla 4. Información general y datos de entrada de modelación G-res Tool..... 102

Tabla 5. Coberturas de suelo en la cuenca..... 103

Tabla 6. Emisiones Netas Anuales previstas de CO₂e en el Embalse 107

Tabla 7. Contribución de Emisiones netas de GEI por cada servicio del embalse..... 116

Tabla 8. Emisiones anuales netas de GEI previstas del embalse/presa. 117

Tabla 9. Emisiones de Fuentes Antropogénicas sin Relación (FASR). 121

2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En el departamento de Santander, Colombia, se construyó una hidroeléctrica con el fin de aumentar la capacidad energética del país, debido a la demanda que genera actualmente el crecimiento demográfico y otros aspectos relevantes en la economía, las industrias y la globalización.

Topocoro (Hidrosogamoso), como es conocida esta hidroeléctrica comenzó su construcción hace varios años, pero a partir del año 2014 se dio inicio al llenado de la presa y a partir del mes de septiembre se empezaron a generar los primeros kW de energía.

Actualmente, las construcciones de presas para la generación de energía eléctrica se considerada como una manera de producción de energía con menor impacto en la producción de gases de efecto invernadero, en este caso el CO₂, CH₄ y N₂O; que son los gases más predominantes en los embalses; además de considerar otros impactos ambientales comparado con el uso y generación de energías combustibles y fósiles.

De esta manera, se considera determinar cuáles son las emisiones de gases de efecto invernadero que se producen, debidas a los primeros 5 años después de llenado del embalse (2015-2019), analizar las variaciones de parámetros de calidad del agua comparado con las emisiones de gases de efecto invernadero, y simular las emisiones de gases de efecto invernadero según el pre y post-llenado del embalse.

3 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo se relaciona la generación de CO₂ y CH₄ con la calidad del agua en el embalse Topocoro?

¿Cuántas emisiones de metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) se producen en el embalse Topocoro en los primeros cinco años posterior al llenado?

¿Cuál es el impacto esperado en función de las emisiones de gases de efecto invernadero en las fases de construcción de un embalse hidroeléctrico?

4 HIPOTESIS

El suelo y la biomasa sumergida en el agua del embalse Topocoro producen gases de efecto invernadero (CO₂ y CH₄) debido a la disponibilidad de nutrientes y materia orgánica susceptible a descomposición.

5 OBJETIVO GENERAL

Analizar la evolución de parámetros fisicoquímicos asociados a la calidad del agua y de Gases de Efecto Invernadero posterior al llenado del embalse hidroeléctrico tropical Topocoro.

6 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Analizar las variaciones de parámetros fisicoquímicos asociados a la evolución de la calidad del agua en los primeros 5 años posteriores al llenado del embalse Topocoro.
- 2) Estimar las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en el contexto de la intensidad de emisiones durante los primeros 5 años posteriores al llenado del embalse Topocoro.
- 3) Calcular la huella de carbono del embalse Topocoro, mediante la implementación de un modelo predictivo de flujos de GEI.

7 CAPÍTULO 1

EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD FISICOQUÍMICA DEL AGUA EN UN EMBALSE TROPICAL EN COLOMBIA

7.1 RESUMEN

En este capítulo se muestra el análisis de la evolución de la calidad fisicoquímica del agua, clasificando el estado trófico y estableciendo un relacionamiento del Carbono Orgánico Disuelto (COD) con las emisiones de los flujos de CO₂ y CH₄ en el embalse Topocoro en Colombia, durante los primeros 5 años después del llenado. Se tomaron muestras de agua en las zonas superficial, fótica y afótica, en 8 estaciones del embalse y se analizó el COD, pH, Oxígeno Disuelto, conductividad, Fósforo total, NO₃⁻, Sólidos Totales y DQO. Para el análisis de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) se tomaron muestras con la cámara estática flotante y el cono invertido, y se analizaron mediante cromatografía de gases. El Oxígeno Disuelto, la DQO y el pH describieron un comportamiento positivo con respecto a la influencia de la radiación solar sobre la zona trofogénica del embalse, mientras que los comportamientos de los otros parámetros no estuvieron definidos por estas condiciones. El estado del embalse se consideró como hipereutrófico según concentraciones de fósforo. Valores de flujos difusivos de CO₂ estuvieron entre 13,244 a 20,948 gCO₂/m²d, y de CH₄ por burbujeo entre 0,058 y 0,159 gCH₄/m²d y difusivos entre 0,063 y 1,149 gCH₄/m²d. El COD en el agua no influyó de manera explícita en los flujos difusivos de CO₂ y CH₄, teniendo en cuenta que, el CH₄ difusivo no tuvo concentraciones representativas hasta después del tercer año de llenado (2017). Otros factores fisicoquímicos, biológicos e hidráulicos como el potencial de óxido-reducción, identificación de procesos reductivos en los sedimentos, influencia de la temperatura en las zonas tróficas, corrientes de densidades por el flujo de(l) el(los) ríos en el embalse, entre otros; por ejemplo, representan influencia en las emisiones, y deben ser estudiados de manera más específica.

Palabras claves: Calidad del agua, carbono orgánico disuelto, eutrofización, gases de efecto invernadero, dióxido de carbono, metano, embalse, Colombia, Hidroelectricidad.

7.2 INTRODUCCIÓN

Desde 1920 se ha ido incrementando la construcción de embalses hidroeléctricos, varios de ellos con capacidad mayor a 1 MW (Zuijdggeest & Wehrli, 2017), cambiando el curso natural de los ríos (Han et al., 2018) para la generación de energía; dada la creciente demanda por el aumento de la población y a su vez de actividades industriales. Por su parte, en el llenado de los embalses y de manera posterior, las condiciones fisicoquímicas del agua cambian en el tiempo, a causa de la sumersión del suelo y de biomasa vegetal y animal, y con el aumento de la sedimentación se da inicio a reacciones de oxidación y reducción de toda clase de compuestos en términos químicos y biológicos en la masa de agua represada; obteniendo de manera práctica un reactor acuático en continuo (incluidos los sedimentos) (Zuijdggeest & Wehrli, 2017). Mientras en criterios hidráulicos se evidencian durante y después del llenado del embalse, cambios en el tiempo de retención (aumentando) y variaciones del sentido y disminución de la velocidad del flujo (Han et al., 2018); además, de crearse una zona litoral donde de manera intermitente se erosiona el suelo, aportando carbono y otros nutrientes al agua, y donde se propician zonas para la eutroficación (Kim et al., 2000).

Cargas de nutrientes, con concentraciones notables de fósforo, nitratos y amonio (P , NO_3^- - N , NH_4^+ - N), sedimentación, estratificación de la temperatura y del oxígeno disuelto, cambios de hábitats (ríos a embalses), sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas; pueden dar lugar a fenómenos de eutroficación (Zhang et al., 2014) en algunas zonas de los nuevos sistemas acuáticos (Wang et al., 2014). Por ejemplo, el Oxígeno Disuelto (OD), la conductividad eléctrica y el pH describen cambios continuos en la columna de agua por la degradación de la materia orgánica y por las continuas reacciones bioquímicas en las que están presentes los microorganismos heterótrofos que intervienen en la producción de CO_2 durante la fotosíntesis (Ansa-Asare et al., 1999), generando acidez; o por la presencia de microorganismos autótrofos en la generación de CH_4 como subproducto (por metanogénesis) (Zuijdggeest & Wehrli, 2017), desde el fondo del embalse donde se tienen de manera más definida, procesos de reducción acompañados de bajos niveles de oxígeno.

El aumento de las concentraciones de iones poliatómicos tales como fosfatos, sulfatos, nitratos y amonio y metales, impulsando variaciones en el O_2 y la Clorofila-a; introducen

elementos determinantes de procesos tróficos, a través de los nutrientes esenciales como el carbono, fósforo y nitrógeno (Han et al., 2018; Li et al., 2009; Li et al., 2008; S. Li et al., 2017; Wang et al., 2014). Respecto al nitrógeno, este influye de manera significativa en las floraciones de algas, la transparencia, pero a la vez el nitrógeno total y el OD contribuyen a la composición del fitoplancton (Zhang et al., 2010).

No obstante, hay que considerar que los nutrientes en el agua dependen también de la geomorfología, la mineralogía de las rocas en las cuencas, el clima (Wang et al., 2014), vegetación en el área de drenaje; y el desarrollo de actividades antrópicas como la agricultura la cual relacionada con la densidad demográfica en las zonas de estudio también son relevantes como factores que intervienen en la evolución de la calidad del agua (Mbaye et al., 2016), que con el flujo continuo o embalsado del agua manifiesta diferentes comportamientos de los procesos tróficos y las concentraciones de parámetros fisicoquímicos.

Referenciando de manera general la importancia de los metales, las reacciones por medio adsorción y desorción, de manera conjunta y con la formación de complejos asociados a la materia y al carbono orgánico, se presenta la migración de los metales principalmente en los sedimentos o en las zonas profundas (Huang et al., 2019). Y aunque no fue el caso determinar la presencia de estos en este capítulo, se menciona de manera general que los metales pesados que se encuentran en ocasiones en el agua de los embalses o con más predominio en ciertas zonas tróficas, con la posibilidad generar contaminación que puede estimar riesgos para la salud y el ambiente (Ouédraogo & Amyot, 2013).

Con respecto a la materia orgánica y el COD, el carbono alóctono y autóctono contribuyen en gran medida como fuentes de materia orgánica en los embalses y lagos (Kim et al., 2000). El COD puede ser transportado desde las montañas, y por medio de escorrentía llega a los ríos y luego a los océanos (Goldsmith et al., 2015) o en su defecto, primero a embalses, cuando hay represamiento del agua. Åberg et al. (2004) describen que entre los factores que más tienen influencia en la presencia de carbono en los embalses están la entrada de carbono orgánico alóctono, carbono orgánico de la superficie inundada, temperatura del agua y edad del embalse.

La materia orgánica en los ríos, para los cuales algunos aportes de ella han de llegar a los embalses, corresponde en un alto porcentaje a COD y un remanente de Carbón Orgánico

Particulado (COP) (Kim et al., 2000; Warnken & Santschi, 2004), y las concentraciones de COD varían con respecto a la época del año, e incluso durante el día, por la presencia o ausencia de la luz y a su vez por procesos fisicoquímicos y biológicos en el agua (Kim et al., 2000). Las fuentes de COD son también estudiadas en función de los isótopos para conocer la evolución de los procesos geoquímicos relacionados con COD por procesos de respiración (Kim et al., 2000), fotosíntesis, agua subterránea, meteorización química, intercambio de CO₂ por minerales en el agua, e intercambio de gases y Carbón Inorgánico Disuelto (CID) influenciado por las zonas riverinas y litorales (Chen et al., 2019). A la vez que, la estructura de la microbiota a través de la columna de agua impacta las formas y la presencia y viabilidad de carbono y nutrientes como el fósforo y el nitrógeno de manera limitante para el plancton (Silva et al., 2014; Stets & Cotner, 2008).

Dependiendo de los propósitos de los embalses, si además hay servicios de almacenamiento de agua para una posterior potabilización, en algunos de estos cuerpos acuáticos (incluyendo ríos) se tienen avances e investigaciones que evalúan la presencia de materia orgánica derivada de PAHs, pesticidas, contaminantes emergentes en el agua y en los sedimentos; pero con la observación de que estos se manifiestan de manera más común en zonas con descargas de aguas industrializadas y con mayores presencias urbanas y antrópicas (Floehr et al., 2015; López-Doval et al., 2017; Qi et al., 2014). Y estas sustancias específicas aportan carbono orgánico adicional. En Colombia, por ejemplo, Aristizabal-Ciro et al. (2017) han estudiado la presencia de contaminantes emergentes en embalses con destinación para consumo de agua potable y producción de energía.

Siendo parte de las transformaciones en el ambiente acuático de los embalses, en estos también se presentan cambios en las emisiones de gases de efecto invernadero como CO₂ y CH₄, derivados del balance del carbono orgánico e inorgánico, en interacción con microorganismos autótrofos y heterótrofos, para lo cual Chen et al. (2019) sugieren que los temas más importantes en los estudios de embalses se deben enfocar en las emisiones de gases de efecto invernadero, eutroficación (Fan et al., 2015) y cambio climático; en donde la construcción del conocimiento en estos temas se debería integrar de manera múltiple a través de la investigación científica.

En este capítulo se tiene el propósito de analizar la evolución de parámetros fisicoquímicos durante los primeros 5 años de llenado del embalse tropical Topocoro en Colombia, a través

del análisis en diferentes zonas tróficas (superficie, zona fótica y zona afótica) incluyendo una clasificación del estado trófico. También, se realiza un análisis que relaciona las concentraciones de carbono (COD) con los flujos difusivos y por burbujeo, de GEI (CO₂ y CH₄) en el embalse. Todo ello con el objeto de analizar posibles relaciones entre parámetros fisicoquímicos del agua, las condiciones tróficas y las emisiones de GEI.

7.3 METODOLOGÍA

7.3.1 *Área de estudio*

El embalse hidroeléctrico Topocoro está ubicado en el departamento de Santander, Colombia (7° 6'3.68"N 73°24'20.58"O), entre 140 y 330 msnm; en el cañón donde el río Sogamoso cruza la Serranía de La Paz, 75 km aguas arriba del río Magdalena y 62 km aguas abajo de la confluencia de los ríos Suárez y Chicamocha. La presa y el embalse tienen influencia territorial en los municipios de Girón, Betulia, Zapatoca, Los Santos, Lebrija y San Vicente de Chucurí (Fig. 1).

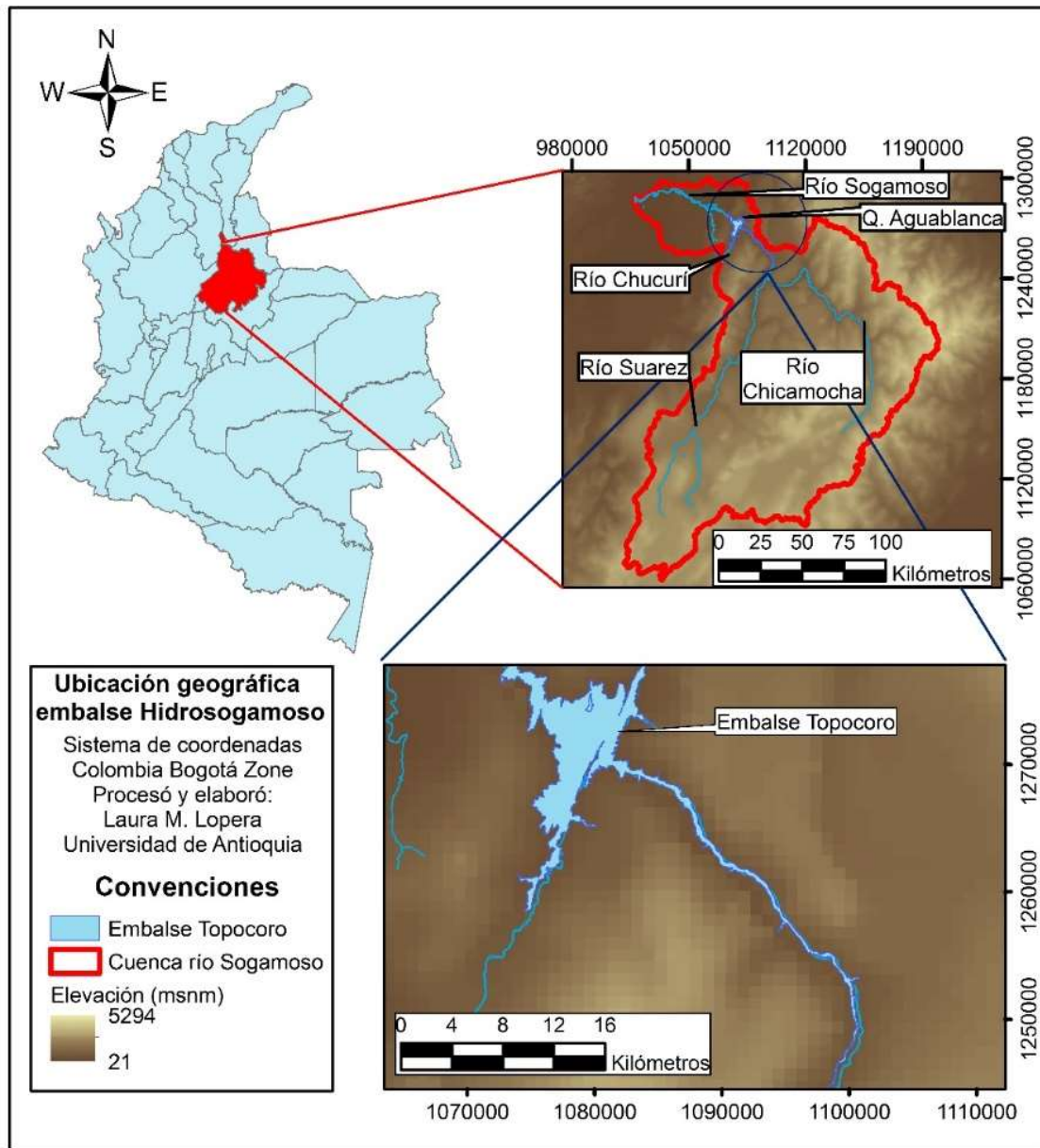


Fig. 1. Localización del embalse Topocoro (Lopera et al., 2016).

La construcción de la presa (con 190 m de altura, 345 m de ancho en superficie y 500 m de ancho en la base) se terminó en 2014, y el volumen de almacenamiento normal es de $4.800 \times 10^6 \text{ m}^3$, en un área de 6.960 ha y una cuenca de 2.117.800 ha, para una Potencia de 820 MW con tres unidades de generación, capacidad anual para producir 5.056 GWh, y descargando un promedio de $476,6 \text{ m}^3/\text{s}$ al río Sogamoso.

El llenado del embalse inició en septiembre de 2014, comenzando la producción de energía en enero de 2015. La temperatura media anual es de 27.3 °C (Google Earth Engine), y el promedio de las cantidades de precipitación anual de 1623,17 mm (Robinson et al., 2014). Condiciones generales del clima, describen época seca de diciembre a marzo y de lluvia, entre abril a mayo y octubre a noviembre.

7.3.2 Muestras de agua

Los monitoreos de agua en el embalse se realizaron entre los años 2015 y 2019, con un total de 4 campañas por año (en diferentes épocas hidrológicas)(ver Tabla 1), en el primer año de monitoreos en cuatro estaciones, y posteriormente se tuvo un total de 8 estaciones. La ubicación de estas se realizó con criterios de representatividad en la distribución espacial en el embalse, teniendo en cuenta los lineamientos definidos por la IHA (2010).

La Tabla 1 describe las campañas y temporadas de los monitoreos:

Tabla 1. Campañas y temporadas de monitoreos de aguas y GEI

Monitoreo	Mes	Temporada
M1-2015	Febrero	S
M2-2015	Mayo	L
M3-2015	Septiembre	T
M4-2015	Noviembre	S
M1-2016	Marzo	S
M2-2016	Junio	L
M3-2016	Agosto	S
M4-2016	Octubre	L
M1-2017	Febrero	S
M2-2017	Junio	T
M3-2017	Septiembre	S
M4-2017	Noviembre	L
M1-2018	Marzo	S
M2-2018	Junio	L
M3-2018	Agosto	S
M4-2018	Noviembre	S
M1-2019	Marzo	S
M2-2019	Junio	L
M3-2019	Septiembre	S
M4-2019	Noviembre	L

S: Seca, L: Lluvia, T: Transición.

En las campañas se tomaron muestras en la superficie (30 cm debajo la superficie), la zona fótica y la zona afótica (3 m por debajo de la zona fótica); respectivamente, según medidas realizadas con el disco Secchi para determinar la longitud de la penetración de la luz solar sobre el agua. Este último es un disco circular de 20 cm de diámetro, sujeto a una línea o cable graduado fijado al centro, con el cual la medición se llevó a cabo por triplicado al introducir el disco en el agua hasta que el observador lo pierde de vista, y luego se sube hasta que reaparece. La distancia a la cual aparece de nuevo a la vista del observador se conoce como transparencia Secchi y se expresa como profundidad en metros para calcular el Límite de la Zona Fótica (LZF) (Roldán & Ramírez, 2008).

El límite de la zona fótica se determinó mediante la Ecuación 1:

$$LZF = 2,7 \times D_{prom} \text{ Ecuación (1)}$$

Donde:

LZF: límite de la zona fótica

D_{prom}: distancia promedio medida con el disco Secchi (m).

Finalmente se calculó el promedio de los resultados del LZF de las estaciones de monitoreo para obtener un LZF del embalse.

Las muestras fueron tomadas con una botella Kemmerer, a las profundidades determinadas de la zona fótica y afótica. Y la preparación y preservación de las muestras se realizó de acuerdo con los criterios técnicos definidos para cada análisis en el Standard Methods (APHA, 2017) refrigerando estas a T<4°C; pretratadas con ácidos (H₂SO₄ o H₃PO₄) a pH <2, y a pH>10 con NaOH, de acuerdo con su requerimiento.

Los resultados de los análisis para los parámetros fisicoquímicos fueron promediados por año, de acuerdo con la zona (trófica) de toma de muestra, para realizar análisis a nivel anual. La representación gráfica de los resultados de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos, se configuraron como la consignación de las magnitudes de estos en las zonas tróficas evaluadas (superficie, fótica y afótica) de manera longitudinal y espacial a través de la columna de agua en el embalse (figuras con índice “a”); y de manera temporal en las figuras con índice “b” para analizar los resultados a través de los años de monitoreo.

7.3.3 *Análisis fisicoquímico de aguas*

Los análisis de las muestras se realizaron en el laboratorio del grupo GDCON, laboratorio acreditado para análisis de aguas por el IDEAM bajo la norma NTC-ISO/IEC 17025, Resolución 1665 del 12 de julio de 2011, siguiendo los criterios analíticos de Standard Methods (APHA, 2017); comprendiendo criterios de conservación, refrigeración y tiempo de estabilidad para los análisis en el laboratorio.

En campo se midieron parámetros como pH, Conductividad eléctrica y Oxígeno Disuelto (OD) entre los años 2016 y 2019. Mientras que en el laboratorio se analizaron parámetros como Sólidos Totales (ST), Sólidos Suspendedos Totales (SST), Sólidos Disueltos Totales (SDT), Carbono Orgánico Disuelto (COD), Demanda Química de Oxígeno (DQO), NTK, Nitratos y Nitrógeno Amoniacal (como amonio).

Para el caso de la DQO, se presentó un cambio de metodología de análisis después del año 2016, debido a que, los resultados durante este fueron menores al LC de 25,0 mgO₂/L y se implementó luego un método de análisis por Kit Nanocolor, en donde las magnitudes de las concentraciones de este parámetro eran apreciables, hasta un LC de 2,0 mgO₂/L.

Los equipos para las medidas de pH, Oxígeno Disuelto y Conductividad fueron calibrados con estándares para cada análisis y se realizaron medidas por duplicado de muestras por cada campaña de muestreo, una por cada 20 muestras como lote. Y para los otros análisis también se tomaron muestras por duplicado, como ejercicio de control de calidad.

Los límites de cuantificación para cada parámetro analizado en laboratorio se encuentran en la Tabla 2.

Tabla 2. Límites de Cuantificación parámetros fisicoquímicos

Parámetro	Límite de Cuantificación
ST	50,0mg/L
SST	25,0 mg/L
SDT	25,0 mg/L
Nitratos	0,200 mg NO ₃ ⁻ /L
DQO	2 mgO ₂ /L Método: kit analítico NANOCOLOR® CSB 40. REF 985027. Base de reacción según ISO 6060. Cumplimiento norma ISO 15705: 2002
Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)	0,5 mgN/L Método: Kit analítico NANOCOLOR® Nitrógeno total TNb 22. REF 985083. Digestión: análoga a DIN EN ISO 11905-1 H36. Determinación: análoga a ISO 7890-1; DIN 38405-D9

Continuación **Tabla 2**

Parámetro	Límite de Cuantificación
Nitrógeno Amoniacal (como Amonio)(NH ₄ ⁺)	0,06 mg/L NH ₄ ⁺
Fósforo total (P)	0,05 mgP/L
COD	0,5 mgC/L.

Los análisis por Kit se midieron en el NANOCOLOR MACHEREY 500D, después de digestión de las muestras y los métodos de referencia para estos se describieron anteriormente para los parámetros que aplicaba.

Los resultados de SST, NTK y Nitrógeno Amoniacal no se presentaron en las figuras de resultados, debido a que, la mayoría de las concentraciones de estos parámetros fueron menores a los límites de cuantificación respectivos.

7.3.4 Determinación del estado trófico

La clasificación del estado trófico según el contenido de fósforo se realizó de acuerdo con los criterios de Cunha et al. (2013) considerando la propuesta para embalses de condiciones tropicales y subtropicales hecha a través de un estudio desarrollado en Sao Paulo-Brasil (como Índice de Estado Trófico), empleado por de Oliveira et al. (2020), y con los siguientes rangos de concentraciones de fósforo: Ultraoligotrófico (< 15,9 µgP/L), Oligotrófico (16,0-23,8 µgP/L), Mesotrófico (23,9-36,7 µgP/L), Eutrófico (36,8-63,7 µgP/L), Supereutrófico (63,8-77,6 µgP/L), Hipereutrófico (>77,7 µgP/L). Y basados en criterios de Roldán & Ramírez, (2008), investigadores colombianos; para los nitratos las clasificaciones tróficas se hicieron según los rangos que se expresan a continuación: Oligotrófico (0,0-1,0 mgNO₃⁻/L), Mesotrófico (1,0 – 5,0 mgNO₃⁻/L) y Eutrófico (5,0 – 50,0 mgNO₃⁻/L).

7.3.5 Monitoreo de GEI

Los gases difusivos se tomaron en superficie con una bomba de aire adaptada a una cámara flotante en acrílico (0,4 x 0,4 x 0,5 m) en la interfase aire-agua, para tomar 4 muestras (0, 7, 14 y 21 min) cada 7 minutos (28 minutos acumulados), a un caudal de 1 L/s, sobre bolsas Tedlar (500 mL)(Fig. 2).

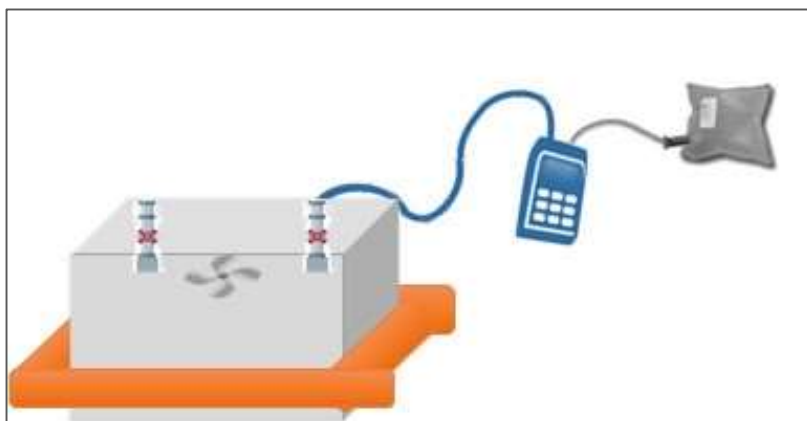


Fig. 2. Esquema de cámara flotante en acrílico para monitoreo de flujos de gases difusivos

Se tomaron muestras de gases burbujeantes con un embudo invertido (diámetro 1 m y $h = 0,5$ m) (de acuerdo con IHA, 2010) en la columna de agua, 4 m debajo de la superficie durante 4 horas. Colectando las muestras de gas a flujo natural según la superficie del embudo, y condiciones ambientales prevalecientes, a través de la manguera (azul en la Fig. 3) que conduce este hasta la bolsa Tedlar (500 mL); en un periodo de mínimo de 4 horas. En la columna de agua, se conduce al gas hasta la bolsa que está sujeta a una boya, mientras un contrapeso sumerge el embudo y se sostiene por medio del cable (naranja) según la Fig. 3.

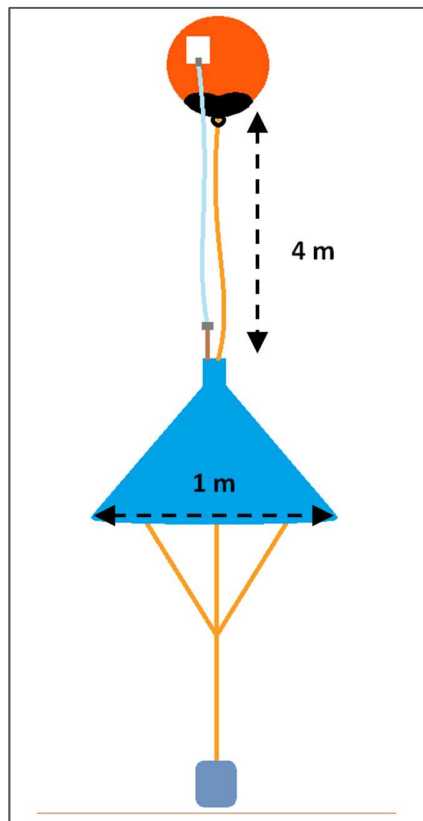


Fig. 3. Esquema de embudo sumergido en monitoreo de flujos de gases por burbujeo

Con cuatro campañas de muestreo por año, en diferentes condiciones climáticas, se realizaron muestreos de campo en ocho estaciones ubicadas en el embalse o tributarios con el objeto de tener un análisis representativo (embalse, turbinas, ríos o aguas abajo). El promedio de flujos por año se estimó como el promedio de todos los resultados de las campañas de muestreo.

7.3.6 *Análisis de GEI en laboratorio*

Las muestras de CO₂ y CH₄ recolectadas en bolsas de Tedlar fueron transportadas en condiciones de temperatura ambiental, al laboratorio del grupo GDCON, vía terrestre, evitando cambios abruptos en la presión de las mismas (Miranda et al., 2020); aunque las correcciones por presión se estimaron según la ecuación de gases ideales; considerando una presión de 0,895 atm del sitio de estudio. Los análisis de las muestras de gases se realizaron en el laboratorio del grupo GDCON, laboratorio acreditado para análisis de aguas por el IDEAM bajo la norma NTC-ISO / IEC 17025, Resolución 1665 del 12 de julio de 2011,

siguiendo los criterios analíticos de Standard Methods (APHA, 2017), empleando un cromatógrafo de gases (GC) 7890To con un espectrómetro de masas 5975C y un detector de conductividad, empleando una metodología previamente validada por el GDCON y que fue publicada por Hoyos Ossa et al., (2021).

Para calibrar y verificar el procedimiento de análisis del GC, se inyectaron muestras estándar de gas, obtenidos a partir de estándares certificados (Marca Linde), de 996 ppm y 1010 ppm, para CO₂ y CH₄; respectivamente; leídos después de cada 10 muestras.

Después del proceso de análisis de laboratorio, se calcularon los flujos de GEI por medio de regresión lineal (con el uso de la pendiente) de la concentración de gas en la cámara vs tiempo. Los coeficientes de correlación de flujo (R^2) de la regresión lineal fueron superiores a 0,85, y los flujos se expresaron en unidades equivalentes como CO₂ eq, después de multiplicar por un factor de calentamiento potencial de 25 (CH₄ a CO₂ eq).

7.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH, en la Fig. 4a identifica que en la trofogenia existen condiciones con una tendencia más básica, con promedios de $8,24 \pm 0,48$ y $8,18 \pm 0,49$ en la superficie y en la zona fótica; respectivamente, mientras en la zona afótica se tiene en una magnitud de $7,72 \pm 0,28$. La alteración del pH en un embalse se relaciona con los sólidos disueltos, gases disueltos, absorción de gases de la atmósfera, oxidación de la materia orgánica y la fotosíntesis, entre otros. Una disminución en el pH puede estar asociada al aumento en la concentración de la materia orgánica que lleva a la disminución en la cantidad de oxígeno disuelto disponible en el cuerpo de agua. En la mayoría de las aguas naturales, el pH es influenciado por la concentración de H⁺ originado de la disociación del ácido carbónico, que genera valores bajos de pH, y de las reacciones de iones carbonato y bicarbonato con la molécula de agua, que elevan los valores de pH.

De acuerdo a la Fig. 4b que entre el 2016 y el 2019, la zona con mayor valor de pH se presentó en la superficie del embalse, mientras que la zona afótica tuvo los niveles menores,

manteniéndose así a lo largo del tiempo. En estas situaciones se considera que, por la fijación del CO_2 (por fotosíntesis) en la superficie del agua hay un aumento del pH que va ligado al sistema carbonato en donde se forma en primera instancia ácido carbónico (H_2CO_3), y luego, a partir de este se liberan bicarbonatos (HCO_3^-) y aniones H^+ a medida que aumenta la profundidad, y se crean condiciones para la liberación de fósforo.

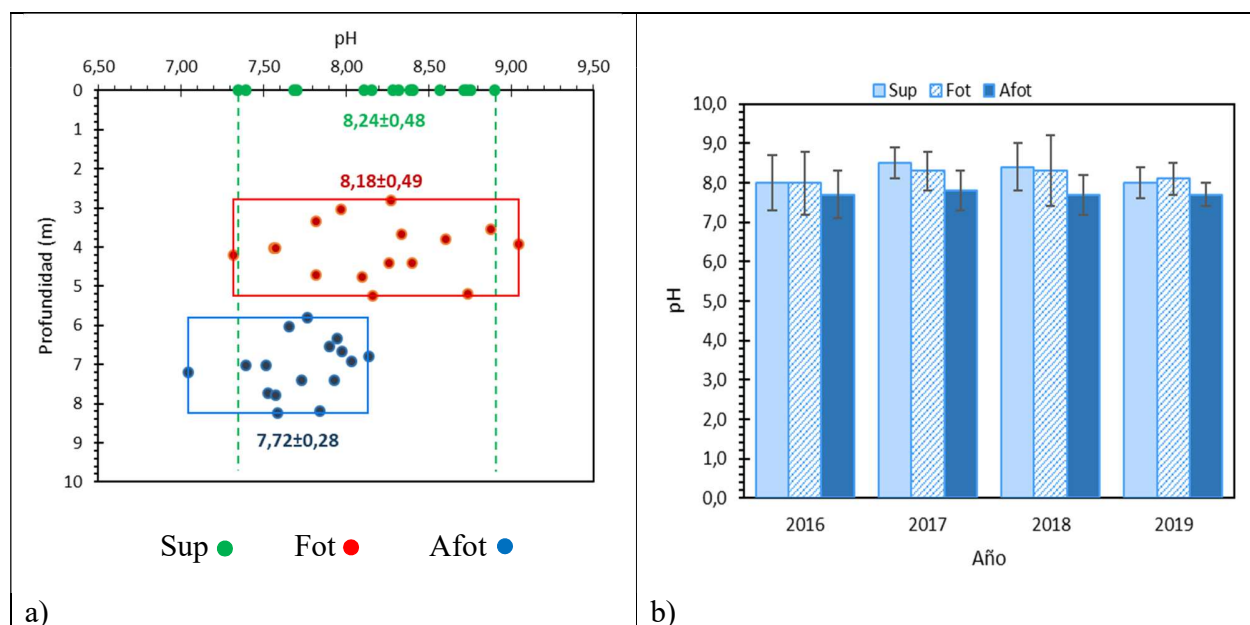


Fig. 4. a) Perfil longitudinal del pH y b) Evolución anual del pH en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

El comportamiento del OD descrito en la Fig. 5a muestra que este disminuye a medida que aumenta la profundidad, específicamente en la zona afótica, lo que es normal debido a la dificultad para airearse desde la superficie entre más profunda sea la columna de agua y a la ausencia de luz que no estimula las condiciones de vida para los organismos fotosintéticos y autótrofos para generar O_2 , aunque en esta parte se tengan condiciones ambientales favorables para los microorganismos heterótrofos en el embalse. Un hecho importante en la variación del OD en el agua también se relaciona con la fijación de O_2 de la atmósfera, mientras se libera CO_2 (g), y esto se presenta en las noches, principalmente en la superficie del cuerpo acuático por intermedio de la fotosíntesis.

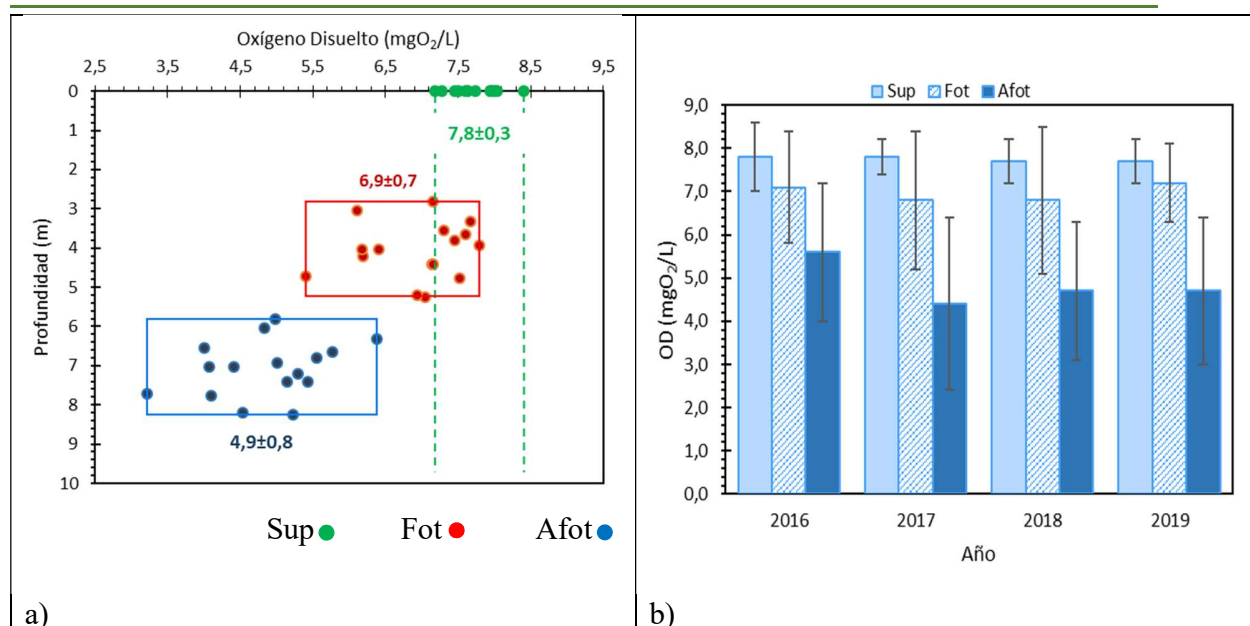


Fig. 5. a) Perfil longitudinal del Oxígeno Disuelto (OD) y **b)** Evolución anual del Oxígeno Disuelto en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

Sobre la superficie y la zona afótica (Fig. 5a) se tiene una diferencia promedio de 1 mgO₂/L, con magnitudes centrales de 7,8 y 6,9 mgO₂/L; respectivamente, mientras que la diferencia con la zona afótica muestra una magnitud de 2,9 mgO₂/L (~3) hasta una longitud de 8,24 m como profundidad máxima medida y muestra claramente mayores concentraciones de oxígeno sobre la zona susceptible a presencia de luz solar, aunque parte del OD se puede consumir en algunas reacciones de degradación de materia orgánica e inorgánica sobre la columna de agua.

Con respecto a la evolución temporal de las concentraciones de oxígeno en el embalse, según la Fig. 5b las zonas tróficas muestran estratificación del oxígeno de manera decreciente desde la superficie, la zona fótica y la zona afótica; en los 4 años de monitoreo, y con una menor magnitud a partir del 2017 sobre la zona afótica, al relacionar este comportamiento con los resultados de la Fig. 4b, se tiene que el factor más importante en estas variaciones es la penetración de la luz solar (transparencia Secchi).

En consideración de la penetración de la luz sobre la columna de agua, esta influye sobre factores importantes del agua en el embalse, el primero tiene que ver bajo un concepto abiótico y físico al tener influencia sobre la temperatura del agua a medida que hay más intensidad luminosa; y de ello dependen procesos de estratificación térmica o de mezcla

según sea el comportamiento de la temperatura y la densidad en la columna de agua (en épocas secas y de lluvia). Y el segundo concepto tiene que ver con el factor biótico influenciando los procesos de fotosíntesis, donde teniendo en cuenta también las condiciones hidroclimáticas como las épocas seca y de lluvia, característico de Colombia, y con la influencia de la velocidad del viento de cada época, en la cual, para la primera hay mayores condiciones de luminosidad y penetración de la luz; mientras que en la segunda, debido a la nubosidad, pueden tenerse menor penetración de esta y por lo tanto influenciar menores concentraciones de oxígeno en el agua.

Otro factor que influye en las concentraciones de oxígeno se refiere a la disolución de compuestos en el agua, debido al aumento del llenado del embalse, a una mayor sumersión de biomasa que en el proceso hacen que se tenga menos disponibilidad de oxígeno; especialmente en las zonas profundas, donde hay mayor presencia de microorganismos heterótrofos.

En promedio, la conductividad (Fig. 6a) se describe en una magnitud central de 202 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en las zonas tróficas del embalse, denotando uniformidad en este parámetro que ilustra la movilidad de aniones y cationes debido a sales y compuestos disueltos de origen orgánico e inorgánico, en una longitud medida hasta los 9 m aproximadamente, de profundidad en el embalse.

Por concepto de la biomasa en descomposición dentro del embalse, según las medidas de conductividad, de manera general no se detalla un gradiente de concentración que indique una influencia de compuestos y sales disueltas que afecten la calidad del agua, aunque bajo el escenario que se muestra en la Fig. 6b; la conductividad a lo largo del tiempo, entre los años 2016 y 2018, detalla que se tuvieron mayores magnitudes en la zona afótica, comparado con las demás zonas tróficas, a excepción del año 2019. Y ante ello, es posible notar que teniendo una mayor conductividad en la zona afótica se evidencian la movilidad de más iones y de esta manera se indica la existencia de una mayor descomposición de biomasa y de materia orgánica, a medida que aumenta la profundidad en el embalse, por una mayor presencia de biomasa en proceso de mineralización y de reducción; formando CO_2 y CH_4 , respectivamente.

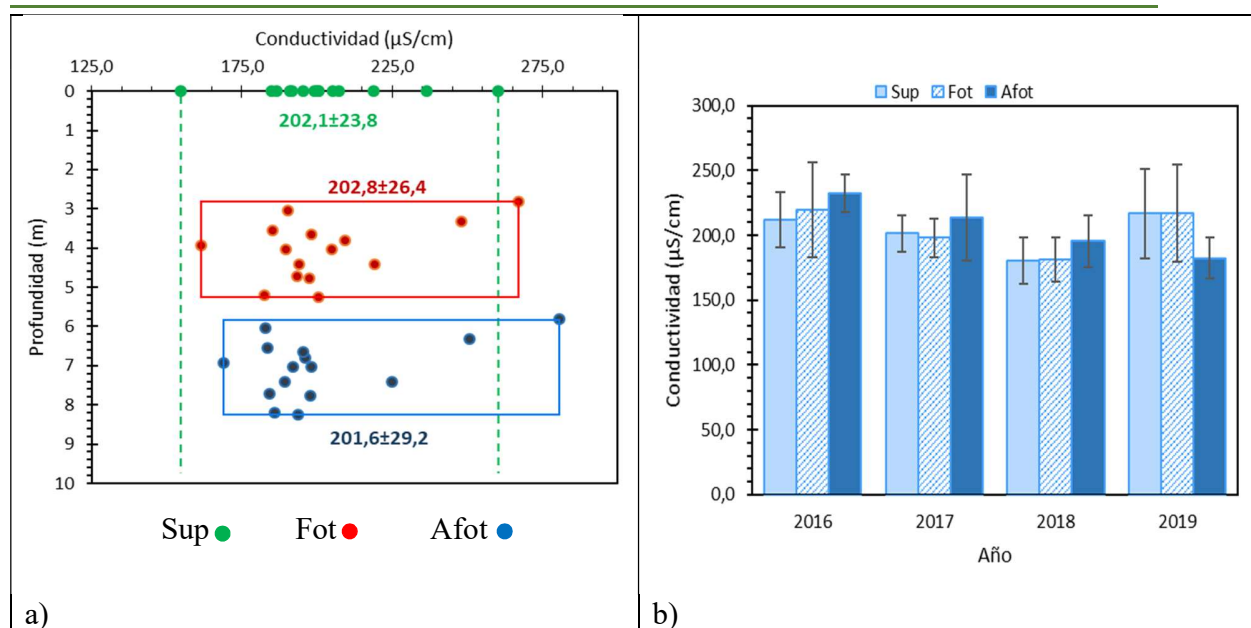


Fig. 6. a) Perfil longitudinal de la conductividad y b) Evolución anual de la conductividad en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

La conductividad es normalmente influenciado por actividades antropogénicas, como descargas de aguas residuales y de fertilizantes de la agricultura, siendo relevantes aniones y cationes como Na^+ , K^+ , HCO_3^- , NO_3^- , NO_2^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Ca^{2+} (S. Li et al., 2017); entre otros, que por concepto de los compuestos que se diluyen en el agua de los ríos o de los embalses, indican presencia de cargas de sales. Lo anterior resulta importante mencionarlo porque no es solamente la condición de embalsamiento del agua la que promueve la presencia de más iones y por lo tanto una mayor conductividad en el agua, sino que hay otras actividades que también influyen. Además, un factor que se debe tener en cuenta por la presencia de aniones y cationes en el agua del embalse tiene que ver con la escorrentía sobre la zona litoral y también por concepto de la disolución de rocas en los ríos que sirven de afluentes del embalse; en donde como ejemplo en Colombia, pueden incluirse actividades de minería artesanal; removiendo la arena y los sedimentos aguas arriba del embalse, para la extracción de material aurífero y de arrastre (Corpoboyacá et al., 2006 y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible et al., 2015).

En la Fig. 7a se observa que la DQO es ligeramente mayor en la zona fótica por un mayor contenido de materia orgánica e inorgánica derivada de la actividad fotosintética que relaciona principalmente al fitoplancton, que con su presencia en esta zona del embalse

impacta de positivamente la producción de oxígeno, debido a que las concentraciones de OD (Fig. 5b) muestran también un comportamiento similar con la DQO, con mayores concentraciones en la superficie y la zona fótica, y disminuyendo a medida que aumenta la profundidad.

No se aprecia una correlación entre las concentraciones de DQO (Fig. 7a) y el COD (Fig. 12a), ya que el COD fue fluctuante entre la superficie, la zona fótica y afótica, con concentraciones de 2,972, 3,082 y 2,984 mgC/L, respectivamente. La DQO de materia orgánica, que es la que contiene el COD, depende de la estequiometría de los compuestos orgánicos, y entre ellos existe una gran diferencia, siendo los compuestos orgánicos con mucho oxígeno en sus moléculas, como los ácidos carboxílicos, los que tiene menor DQO. En la evolución temporal de la DQO (Fig. 7b), a excepción del año 2018, las concentraciones fueron mayores en la zona trofogénica (superficie y fótica) que en la zona afótica, y cambios notorios no se evidenciaron de manera específica, indicando que con respecto a este parámetro factores temporales incluyendo de manera implícita los hidroclimáticos (temporada seca y de invierno) no influyeron de manera directa sobre la DQO; incluso al ir aumentando el área de llenado del embalse con el transcurso del tiempo (Fig. 13).

Por su parte, para el OD (Fig. 5b) las concentraciones a lo largo del tiempo mantuvieron un comportamiento semejante en la superficie (6,8 y 7,2 mgO₂/L), la zona fótica (7,7 y 7,8 mgO₂/L) y afótica (4,4 y 5,6 mgO₂/L); respectivamente, que al relacionar con la DQO (Fig. 7b), muestra también una estabilidad a lo largo del tiempo; significando en este caso que, las variaciones en el OD no significaron cambios específicos en la DQO, y no fue notoria una sensibilidad que indicara que por ejemplo, el aumento de la degradación de la biomasa en estos primeros (5) años incidiera de manera gradual en las concentraciones de estos dos parámetros (OD y DQO).

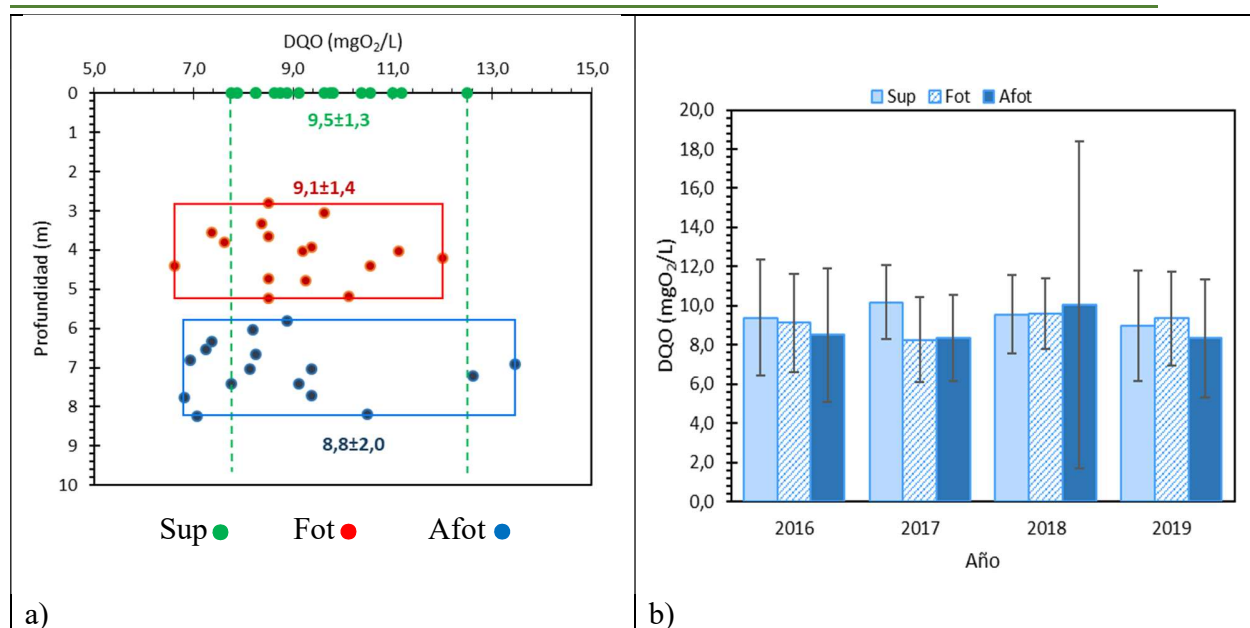


Fig. 7. a) Perfil longitudinal de la DQO y **b)** Evolución anual de la DQO en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

En la Fig. 8a se observa para que los sólidos totales en las zonas tróficas del embalse, los rangos de concentraciones variaron entre 138,2 y 142,7 mg/L; teniendo convergencia en las concentraciones de las tres zonas tróficas (Superficial, fótica y afótica), y en términos de la profundidad entre la zona fótica y afótica de manera aproximada entre los 5,14 y 6,62 m. Se observa que, a medida que aumenta la profundidad incrementa la desviación estándar en las magnitudes de las concentraciones, significando una mayor variación en estas que, relacionándolas espacialmente con la profundidad, probablemente son influenciadas por el movimiento de los sedimentos del fondo del embalse; por corrientes profundas que provocan la suspensión de material sólido en la columna de agua.

De acuerdo a la Fig. 8b, donde se analiza la variación espacial y temporal de manera anual de las concentraciones de los sólidos totales y de manera semejante con los demás parámetros fisicoquímicos a lo largo de los 5 años, se muestra que las concentraciones fueron mayores en la zona fótica del año 2018 (160,6 mg/L), teniendo en este mismo año una desviación estándar con mayor magnitud (126,9 mg/L), a la vez que en los demás años no se tuvo una desviación así de alta, mientras que por clase de zona trófica se tuvieron valores entre 14,8 y 22,2, 17,3 y 25,7, y entre 16,4 y 27,8 mg/L para la superficie, la zona fótica y la afótica; respectivamente.

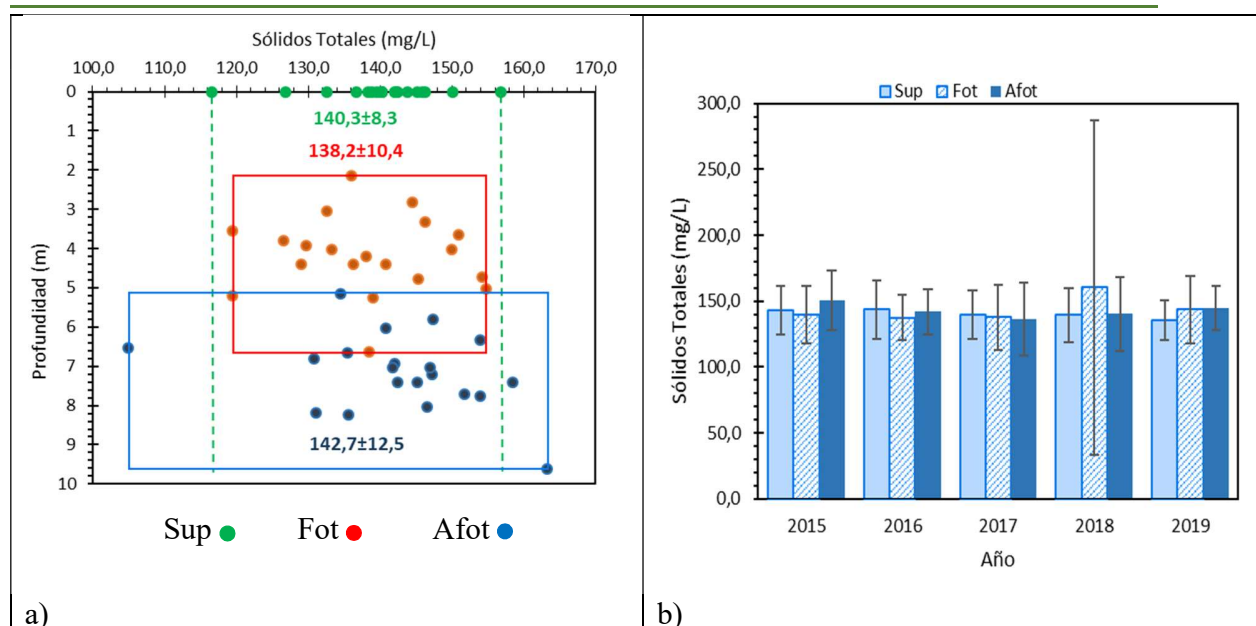


Fig. 8. a) Perfil longitudinal de los Sólidos Totales y **b)** Evolución anual de los Sólidos Totales en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

De manera similar a los sólidos totales, en los sólidos disueltos totales se tuvo también que para el año 2018 (Fig. 9b) en la zona fótica se presentó la mayor desviación y magnitud en la concentración. Al relacionar los resultados de los sólidos disueltos con los sólidos totales, se tiene que la proporción de estos se presenta en un 93 % aproximadamente; significando que la fracción de suspendida de sólidos es minoritaria, y que el material disuelto, proveniente de sustancias y sales disueltas (orgánicas e inorgánicas) tiene mayor representatividad. Esto para el embalse es positivo, porque a lo largo de los años no va a perder capacidad de almacenar agua por sedimentación.

En la evolución del tiempo, en la Fig. 9a, el rango de concentraciones para sólidos disueltos tiene un comportamiento semejante al caso de los sólidos totales, con magnitudes entre 129,5 a 131,8 mg/L de SDT, y con pocas variaciones entre la superficie y la zona afótica. Y considerando la composición de los sólidos con el aporte de los sólidos suspendidos, aspectos que hacen que estos últimos sean menos perceptibles en comparación con los sólidos disueltos se da por la sedimentación, y la disminución de la velocidad del agua una vez empieza a entrar al área de embalsamiento, como proceso de transformación del ecosistema acuático léntico a lótico.

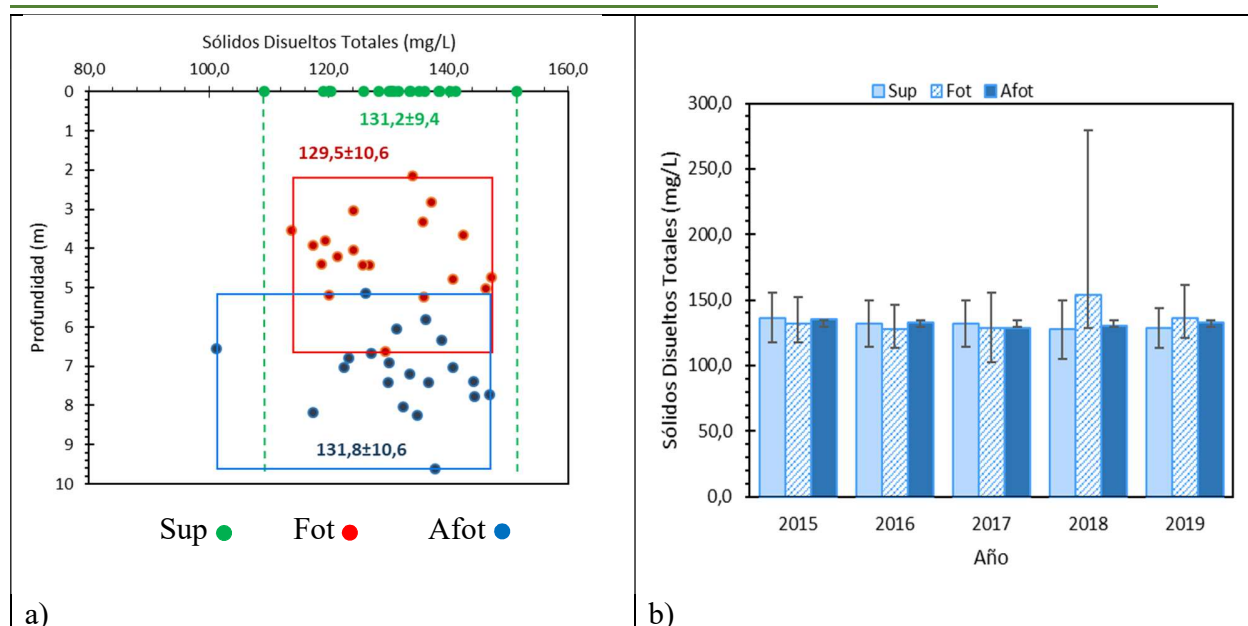


Fig. 9. a) Perfil longitudinal de los Sólidos Disueltos Totales y **b)** Evolución anual de los Sólidos Disueltos Totales en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

Los nitratos (Fig. 10a) identifican procesos de oxidación de las formas del nitrógeno amoniacal en el agua, observando que las concentraciones se encuentran con mayor magnitud sobre la zona afótica; y en las zonas superficial y fótica se tiene con más semejanza como evidencia de las reacciones que ha tenido el nitrógeno en diferentes formas coexistentes (como Nitrógeno amoniacal, NO_3^- y NO_2^-) a través de la columna de agua. En la zona afótica hay mayores concentraciones de NO_3^- ($0,734 \pm 0,354$ mg/L) debido a que las concentraciones de oxígeno son menores ($4,9 \pm 0,8$ mgO₂/L) y por lo tanto hay menos reacciones de oxidación.

Aunque en la zona afótica se tuvieron menores concentraciones de oxígeno ($4,9 \pm 0,8$ mgO₂/L)(Fig. 5a), y así mismo, esperando menos reacciones de oxidación; se tuvieron las mayores concentraciones de NO_3^- ($0,734 \pm 0,354$ mg/L)(Fig. 10a) a causa posiblemente de abundancia de biomasa vegetal en descomposición en el fondo del embalse, que están en la franja afótica entre 5,14 y 9,62 m; donde se tomaron las muestras de agua.

Por otro lado, en la Fig. 10b los nitratos evidencian un incremento marcado en las concentraciones a partir del año 2016, con concentraciones entre $0,666 \pm 0,539$ y $1,080 \pm 0,784$ mg NO_3^- /L, mientras en el año 2015 se tuvieron las menores magnitudes (entre $0,266 \pm 0,091$ y $0,531 \pm 0,305$ mg NO_3^- /L). A excepción del año 2016, en los demás años las concentraciones

fueron mayores en las zonas afóticas, algo correlacionable con lo observado en la Fig. 10a. Causas de estos comportamientos en los nitratos, están relacionados con la descomposición de la biomasa, debido a que el nitrógeno presente en la materia orgánica se libera comúnmente como Nitrógeno Amoniacal y la amonificación de nitrógeno orgánico, y luego se originan los nitritos dentro de un proceso intermedio influenciado por bacterias nitrificantes, para dar paso a los nitratos; y en ausencia de oxígeno y bajo un medio reductor se facilitan tales procesos.

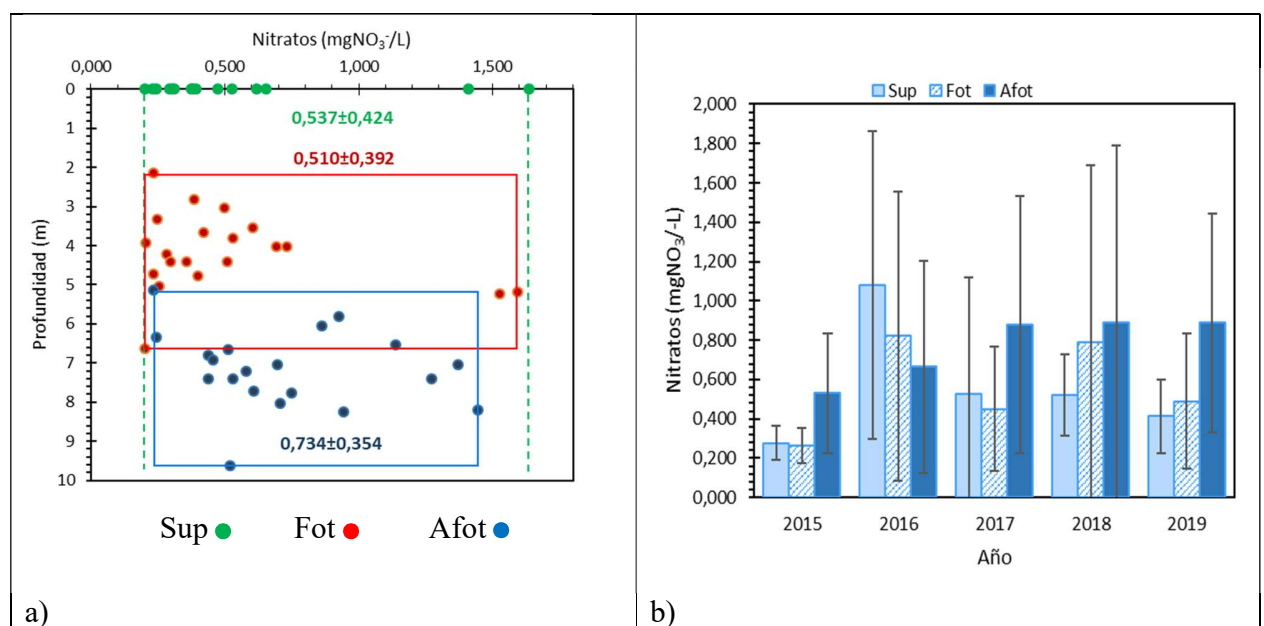


Fig. 10. a) Perfil longitudinal de Nitratos y **b)** Evolución anual de Nitratos en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

La biomasa sumergida, el suelo y los sedimentos; los cuales en conjunto se localizan en el fondo del embalse son factores que también condicionan una mayor presencia de nitratos en la zona afótica, debido a que a mayor profundidad es más evidenciable mayor cantidad de material que dentro de su composición posee nitrógeno, susceptible luego a ser transformado bajo la intervención de procesos fisicoquímicos y biológicos.

Actividades antropogénicas que incrementan las concentraciones de nitratos se relacionan comúnmente con zonas donde hay concentraciones demográficas (Passell et al., 2005), agricultura, y actividades relacionadas con los usos del suelo (Mbaye et al., 2016), descargas de aguas residuales domésticas e industriales (S. Li et al., 2017); que de acuerdo a la cercanía

con los ríos o en este caso con un embalse, se puede considerar como factores que influyen positivamente la presencia de nitratos en el agua. Y en el caso de la biomasa inundada en el embalse, se puede tener la formación de nitratos debido a la descomposición de materia orgánica dentro de la cual las proteínas y los aminoácidos de origen vegetal y animal, representan una fuente importante de nitrógeno amoniacal, que posteriormente se puede oxidar a nitratos.

Debido a la descomposición de la biomasa, se libera nitrógeno a través de diferentes compuestos orgánicos (aminas, aminoácidos, proteínas y sustancias húmicas) e inorgánicos (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) y no solamente se debe considerar que la presencia del nitrógeno en el agua del embalse proviene solo o en una gran proporción de la biomasa sumergida, sino que también hay otras rutas de entrada y de salida, como el proceso de reducción de NO_3^- a N_2 en donde las bacterias nitrificadoras tienen un rol imperativo, y ya en forma molecular (N_2) se emite a la atmósfera; mientras también se tienen procesos de sedimentación que almacenan en el fondo del embalse sustancias nitrogenadas.

El comportamiento de las concentraciones de fósforo en las zonas tróficas del embalse (Fig. 11a), muestra que la mayoría de resultados estuvieron sobre un valor central de 0.2 ± 0.2 mgP/L en las tres zonas medidas, y hasta una longitud cercana a los 10 m de profundidad; lo cual indica que el contenido de fósforo en el agua no varía en la zona trofógena y la parte superior de la zona afótica.

Según la evolución anual de las concentraciones de fósforo en la Fig. 11b, las concentraciones de este parámetro fueron mayores en los años 2016 y 2017, dado posiblemente por un mayor contacto del agua con el suelo (que contiene este elemento en sus horizontes) y que con el oleaje y la sumersión de la superficie terrestre dieron lugar a su disolución en el agua, teniendo luego una disminución (de fósforo) en los años 2018 y 2019, provocada por la estabilización de las reacciones de degradación del suelo sumergido, aunque para el primer año de llenado (2015) esta concentración solo fue notable en la zona afótica del embalse; al considerar que, la descomposición de la biomasa tiene diferentes tasas cinéticas de acuerdo a la diversidad de material vegetal, principalmente, que empezó a estar disponible con notoriedad a partir del 2016 en adelante.

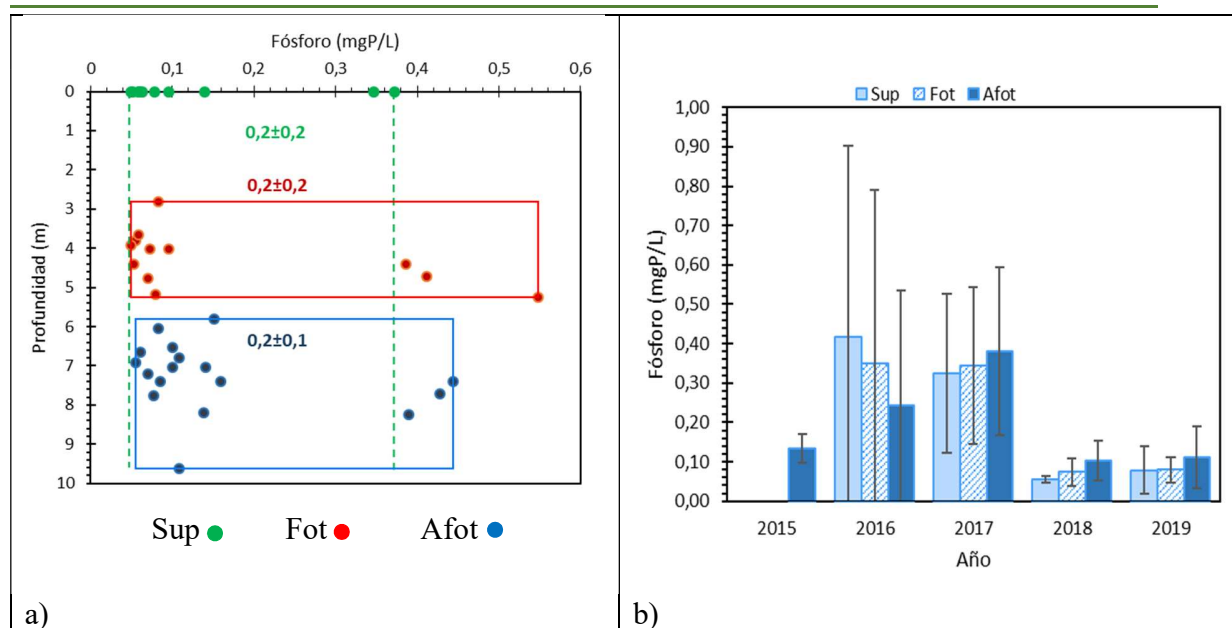


Fig. 11. a) Perfil longitudinal del Fósforo y **b)** Evolución anual del Fósforo en las zonas tróficas del embalse Topocoro.

Las formas presentes de fósforo, principalmente a través de fosfatos como los ortofosfatos, fosfatos acomplejados y fósforo en compuestos orgánicos (ácidos nucleicos, ATP, ADP, fosfolípidos, plaguicidas organofosforados, entre otros); son las formas más comunes del fósforo en el agua, con una mayor presencia en el sedimento y en la biomasa sumergida, además de las formas inorgánicas precipitadas e incorporadas en compuestos orgánicos (APHA, 2017); varias de las cuales se liberan y diluyen con el paso del tiempo (Fig. 11b) siendo más notoria a partir del año 2016.

La forma de P inorgánico se encuentra comúnmente en fosfatos, y de manera orgánica la biomasa inundada, la esorrentía, reacciones del agua y minerales rocosos, y actividades antropogénicas derivadas de la agricultura, descargas de aguas residuales; son importantes fuentes de este elemento en el agua y al ser el ortofósforo ampliamente más utilizado por los microorganismos (Wetzel, 2001), como nutriente esencial, el fósforo limita la productividad primaria en el agua y bajo altas concentraciones estimula el crecimiento de microorganismos fotosintéticos que producen O₂ (OD) en el agua en la zona trofógena (Fig. 5), influyendo en el aumento de la actividad fitoplanctónica y a la vez en la caracterización trófica de eutrofia; aunque este es un elemento limitante en tal proceso, si está en bajas proporciones porque a diferencia del nitrógeno, este no se puede fijar.

Otro factor que influye en las concentraciones de fósforo en el embalse, de acuerdo a Tremblay et al. (2005), cuando se tiene el llenado de un embalse, se presenta la disolución de sales minerales y nutrientes procedentes de la vegetación y el suelo sumergido, donde el oleaje acelera esta situación, e incrementa las concentraciones de fósforo (Fig. 11) y disminuye en el pH (Fig. 4a), aunque este comportamiento no fue notorio en la Fig. 4b, pudiendo ser posible que de una manera más específica lo sea o con más edad del embalse. Y se adiciona que, aunque poco notorio en la Fig. 4a, para el pH y el fósforo (Fig. 11a), con el aumento del pH en la zona superficial y fótica se incrementaron las concentraciones de fósforo en 0,1 mg/L; debido posiblemente a la liberación de fosfatos influenciados por el pH. Con el aumento de la edad del embalse, factores que también influyen en las concentraciones de fósforo (Fig. 11), están relacionados con el tiempo de retención del agua en el embalse, por reconcentración de la materia orgánica, el sedimento y el tiempo de contacto del agua con estos materiales facilita la liberación de nutrientes como el nitrógeno, el carbono y el fósforo.

Un aspecto importante resalta Lampert & Sommer (2007), al indicar que el aumento de la transparencia del agua tiene relación con el aumento del zooplancton bajo escenarios en donde hay mayor consumo de fitoplancton y la producción de este último es baja; lo cual provoca también, que aumenten las concentraciones de fósforo.

Al realizar la clasificación trófica del embalse con respecto a los nitratos (Fig. 10) y el fósforo (Fig. 11), según la Fig. 10a las concentraciones de NO_3^- identifican que de manera general las zonas tróficas del embalse se clasifican como oligotróficas, teniendo concentraciones entre $0,510 \pm 0,390$ y $0,734 \pm 0,354$ mgNO_3^-/L , menores a $1,0$ mgNO_3^-/L ; aunque respecto al aumento de la profundidad establecida desde la zona afótica se nota un aumento de las concentraciones de nitratos que tienden tener un nivel trófico de menor calidad en términos de calidad en la longitud de la columna de agua. Respecto a la evolución temporal de los nitratos, según la Fig. 10b para el año 2016 en la zona superficial se tuvo una cualificación del agua del embalse en estado Mesotrófico, con una concentración de $1,080$ mgNO_3^-/L , siendo este un año en donde el comportamiento de las concentraciones nitratos fueron diferentes a la tendencia de los demás años, donde se tenían mayores concentraciones sobre la zona afótica, teniendo una condición de oligotrofia.

Para el caso del fósforo, en consideración de las concentraciones en la columna de agua, descrita a través de las zonas tróficas, con un promedio de $0,2 \pm 0,2$ mgP/L (Fig. 11a) y también respecto a la evolución temporal en los primeros 5 años posteriores al llenado (Fig. 11b) clasifican al embalse en condiciones de hipereutrofia, por ser mayor a $77,7$ μ gP/L; teniendo mayores magnitudes entre los años 2016 y 2017 con concentraciones entre 0,243 y 0,418 mgP/L, mientras para los años 2018 y 2019 este disminuyó a rangos entre 0,056 y 0,111 (valores centrales); dentro de todas las zonas tróficas del embalse, teniendo en el caso de la zona superficial del año 2018 una cualificación de eutrofia.

De acuerdo con lo anterior, en consideración de los nitratos y el fósforo en el embalse, y teniendo en cuenta que el fósforo es el parámetro limitante según su disponibilidad en el agua, para procesos de eutrofización, el embalse se clasifica como hipereutrófico en el índice de Cunha et al. (2013), entendiéndose que esta cualificación trófica reconoce al fósforo como el parámetro fisicoquímico entre los nutrientes esenciales Carbono (C), Nitrógeno (N) y Fósforo (P); que condiciona que aunque en menores concentraciones comparados con los otros dos elementos en el agua (C, N), que pueden provocar la disminución del oxígeno disuelto y a su vez contaminación del agua.

El COD está en concentraciones entre 2,972 y 3,082 mgC/L sobre las zonas tróficas del embalse (Fig. 12a), siendo mayor en la zona fótica pero similares en la superficie y la zona afótica; posiblemente relacionado con los procesos de la productividad biológica en la zona fótica.

El incremento del COD a través de los años (Fig. 12b), teniendo las mayores concentraciones en el año 2019, incluso para todas las zonas tróficas, indicaría que la productividad biológica en la zona fótica del embalse haya aumentado, aun cuando también podría ser un ligero aumento de las cargas orgánicas contaminantes.

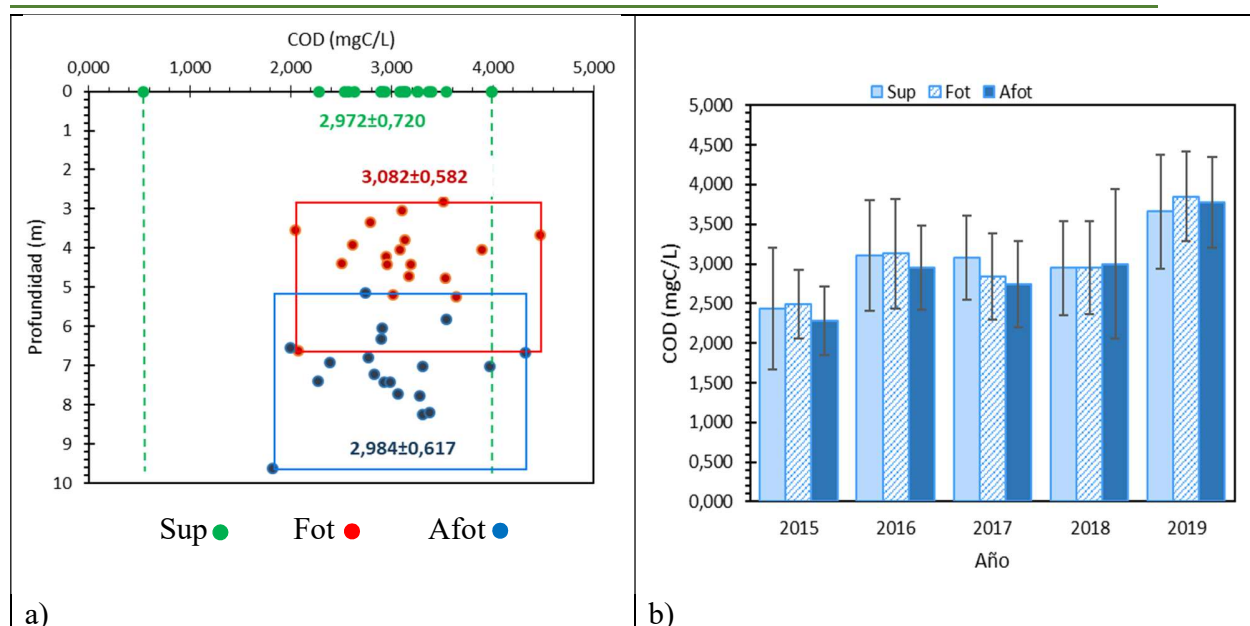


Fig. 12. a) Perfil longitudinal del COD y **b)** Evolución anual del COD en las zonas tróficas del embalse Topocoro

Procesos biogeoquímicos naturales como la degradación microbológica, fotólisis, hidrólisis, adsorción, precipitación, sedimentación (Mash et al., 2004); entre otros, son parte de los mecanismos en que la materia orgánica disuelta se transporta y transforma, y ello se presenta en la evolución del COD en embalse (Fig. 12a y b). El carbono orgánico también está presente en los sedimentos, y se libera por mezcla y turbulencia del agua, principalmente ocurre en la zona litoral, por el contacto entre el suelo y el agua.

Otros aspectos que influyen en las concentraciones de carbono orgánico en el embalse se estiman a través del transporte de carbono orgánico e inorgánico en los ríos, con un alto porcentaje de COD principalmente, y un remanente de COP, según aprecian de manera general (Kim et al., 2000; Warnken & Santschi, 2004). Mientras el carbono inorgánico tiene un origen relacionado con los ciclos biogeoquímicos del suelo de las cuencas y del cauce de los ríos (Han et al., 2018), que a la vez también se ven influenciadas con la litología y la lluvia (S. Li et al., 2017), y que por medio del sistema carbonato interviene en el medio acuático, incluso en el ambiente embalsado al haber cambiado los usos del suelo a un estado inundado, al variar el nivel del agua (Li et al., 2019) sobre una topografía específica (Wang et al., 2014), a la vez acumula sedimentos y carbono.

Se debe considerar que, en la cadena de carbono, la presencia de carbono orgánico disuelto (COD) y carbono inorgánico disuelto (CID) (en referencia al sistema de carbonatos: CO_3^{2-} , HCO_3^- y CO_2), COP y el carbono inorgánico particulado (CIP), provienen de diferentes fuentes, teniendo que el COP y el COD provienen principalmente de la erosión de las cuencas que por medio de escorrentía arrastran material a la zonas litorales; y el CID proviene principalmente de los ríos por concepto de la meteorización química de las rocas (Han et al., 2018). A la vez que, las rocas carbonatadas son principalmente las que tienen una alta influencia en la geoquímica presente en las aguas de los ríos y de los embalses (S. Li et al., 2017).

Las concentraciones de COD varían con respecto a la época del año, e incluso durante el día, por la presencia o ausencia de la luz y a su vez misma por procesos fisicoquímicos y biológicos en el agua (Kim et al., 2000). Variaciones de COD en la Fig. 12, también están determinadas por la temperatura del agua del embalse, la cual es influenciada por la radiación solar, y en condiciones tropicales como las de Colombia, la mezcla del agua en verano en la columna de agua se dificulta. Al respecto, si también aumenta la profundidad del agua, la intensidad de la luz tiende a disminuir y se presenta la estratificación biológica (Han et al., 2018). Con temporadas de calor y radiación solar se incrementa la productividad de algas y microorganismos, además de la fotooxidación (Mash et al., 2004).

En un estudio del ciclo del carbono (como COD), Han et al. (2018) indican que el ciclo del carbono se ve influenciado principalmente por la actividad biológica presente en los embalses. Y para Palau et al. (2010), la mayor parte de la materia orgánica procede de la cuenca tributaria, y estos actúan como sumideros de carbono de los ríos, que en su composición tienen mayores porcentajes de COP, pero que luego se transforman y producen COD, influenciado por la lluvia (por escorrentía) y la temperatura, como algo que ha sido demostrado (Stimson et al., 2017). Además, la temperatura facilita el crecimiento del fitoplancton, algo que repercute en la disponibilidad de COD en el agua (Han et al., 2018).

Se observa en la Fig. 13 que, con un porcentaje de área llenada del embalse de 64%, las concentraciones de COD están en 3,193 mgC/L, y luego disminuyen en un 55% a un valor de 0,133 mgC/L. Mientras con una estabilización del porcentaje de área llenada, en un nivel promedio del 85% a partir del año 2017 aumentan las concentraciones de COD desde 2,884 hasta 3,762 mgC/L; notándose que, de manera indiferente al llenado del embalse, entre estos

tres años (2017-2019) se tuvieron factores independientes que provocaron el aumento del COD, indiferentes al solo hecho del aumento del nivel del agua sobre el embalse; siendo relevantes, procesos de descomposición de la materia orgánica sumergida, de acuerdo la cinética de degradación, ya sean de origen vegetal, animal; o proveniente del sedimento y de los suelos. Al respecto, Stimson et al. (2017) identificaron que en los embalses, las transformaciones de carbono entre las fases sólidas disueltas y gaseosas, intervienen microorganismos, lo que indica que las vías de transformación en el ciclo del carbono no están solamente sujetas al medio acuático, sino también a la salida del carbono al medio aéreo como GEI (Fig. 14 y Fig. 15); y por eso es importante estimar las emisiones de GEI para evaluar la condición de sumidero o como fuente de carbono del embalse, lo cual es muy relevante en los sistemas de generación de energía, como la hidroelectricidad, esperando que como energía renovable el impacto en términos de emisiones sea menor al de fuentes energéticas dependientes o derivadas de combustibles fósiles.

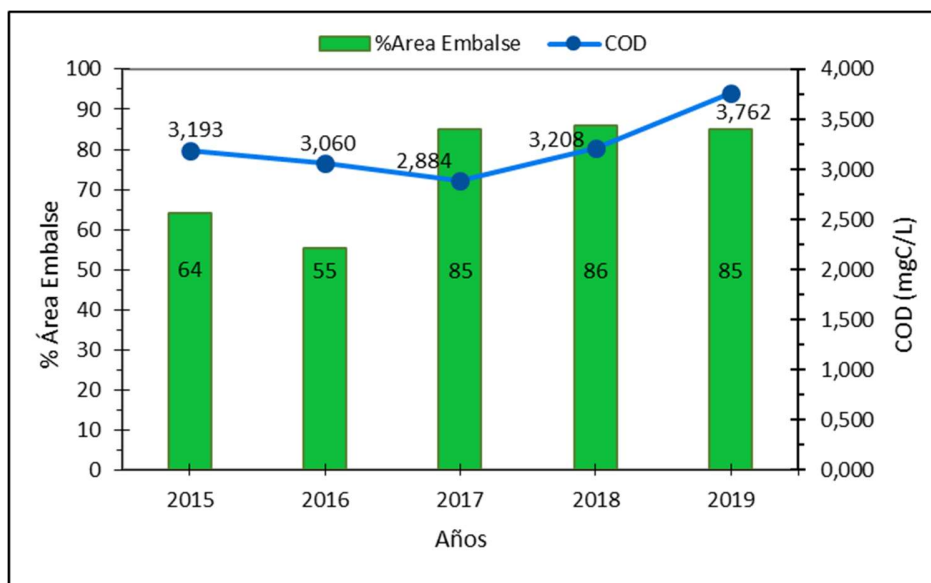


Fig. 13. Evolución anual del área llena del embalse vs concentraciones de COD en el embalse Topocoro.

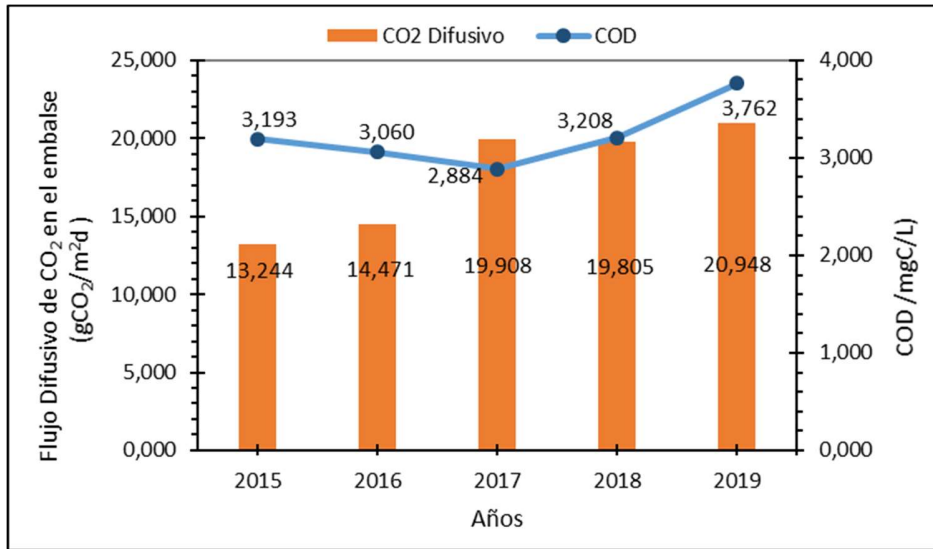


Fig. 14. Evolución anual de los flujos difusivos de CO₂ vs concentraciones de COD en el embalse Topocoro.

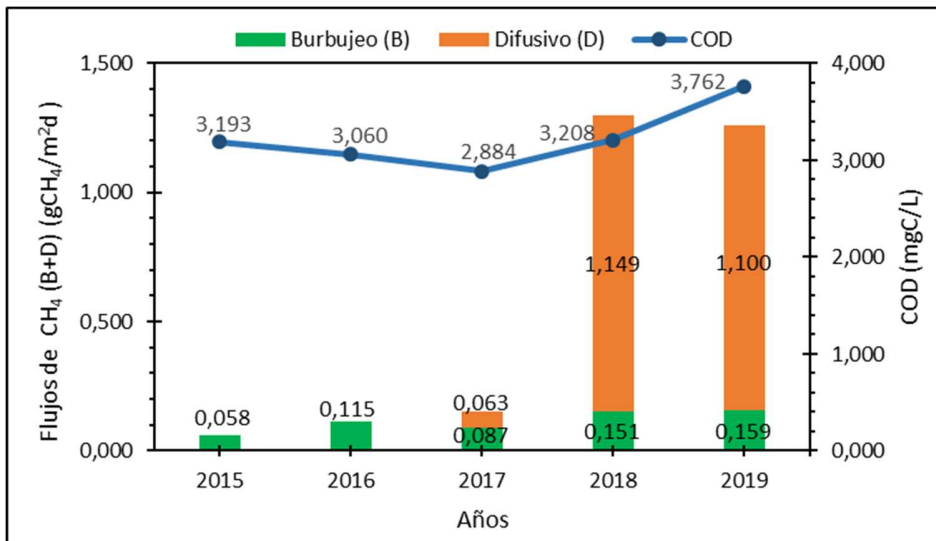


Fig. 15. Evolución anual de los flujos Difusivos (D) y de Burbujeo (B) de CH₄ vs concentraciones de COD en el embalse Topocoro.

Uno de los cambios más importantes al inundar los ecosistemas terrestres, se tiene en las fuentes de carbono de estos, los cuales se convierten principalmente en sedimentos saturados acompañados de materia orgánica de biomasa, eliminando la absorción terrestre de carbono. Y esto también significa que, la fotosíntesis de la vegetación terrestre desaparece, impactando el ciclo de carbono por la inserción de un medio acuático artificial, que en la conversión de

un sistema lótico en léntico estiman un nuevo funcionamiento ecológico (Chaves et al., 2020), acompañados de procesos de humificación de la materia orgánica en el suelo, representando un factor de relevancia en la transformación de la materia orgánica y el ciclo del carbono entre el suelo y el agua (Mash et al., 2004).

De esta manera, en el proceso de cobertura del suelo, por el nivel del agua (como aumento del porcentaje de llenado), como se muestra en la Fig. 13, se tiene que de manera intrínseca están presentes fenómenos descritos por la inundación del suelo (anteriormente mencionados), a través del seguimiento a las concentraciones de COD; sujetos a otros factores como la temperatura del agua, que en condiciones cálidas acelera la disolución de la materia orgánica y estimula procesos de eutroficación y de emisiones de GEI (Brothers et al., 2012; Wang et al., 2018). Mash et al. (2004) y Stimson et al. (2017) describen que los tiempos de retención hidráulica en embalses facilitan las entradas de carbono alóctono, que se da por la producción autóctona de materia orgánica disuelta a partir de algas y actividad microbológica. Y de acuerdo con la Fig. 13, esto es algo que se puede estar presentando con el aumento de las concentraciones de COD aun cuando el nivel de inundación del embalse es aparentemente constante entre el 2017 y el 2019.

Según Åberg et al. (2004), el carbono en los embalses pueden variar según la entrada de carbono orgánico alóctono, la cantidad y tipo de depósitos de carbono orgánico terrestre inundado, la edad del embalse y la temperatura del agua. Para lo cual, en la Fig. 13 se debe tener en cuenta, que el monitoreo de COD se realiza sobre los primeros 5 años posteriores al llenado, y que la materia orgánica suspendida y disuelta apenas está iniciando un proceso de descomposición, que varía de acuerdo al porcentaje de llenado del embalse, y que ante ello; mediante procesos físicos, fisicoquímicos y biológicos los nutrientes se disuelven bajo una variada presencia de microorganismos aerobios y anaerobios, entre otras condiciones y/o clasificaciones sobre la columna de agua.

En una aproximación por ser más específicos en la descripción del carbono orgánico en los embalses, los aportes de lignina como polímero orgánico, por ejemplo, tienden a tener un alto contenido aromático y no necesariamente nitrógeno y fósforo; como en el caso del material terrestre o alóctono; y esas contribuciones se presentan de acuerdo a los ambientes acuáticos, mediante procesos autóctonos y alóctonos (Mash et al., 2004). Mientras en casos inversos, propiedades alifáticas suelen derivarse de materiales autóctonos por medio de la

productividad microbiológica o de algas, teniendo mayor proporción de nutrientes, como lo es el fitoplancton, como generador de materia orgánica disuelta de manera autóctona (Mash et al., 2004). Otros aportes se pueden tener desde las algas, aportando ácidos grasos (en sistemas hidrófilos), de manera adjunta al nitrógeno y el hidrógeno.

En un estudio de Materia Orgánica Disuelta en lagos de Arizona en Estados Unidos, tuvieron como resultados en términos de fraccionamiento de los componentes y de porcentaje en peso absoluto dentro del COD que, en este los ácidos hidrofóbicos se encontraban en mayor proporción (22-40%), seguidos de una fracción hidrofílica (27-31%) y ácidos transfilicos (7-13%); y concluyeron que las fuentes de carbono de estos cuerpos acuáticos eran mayores en términos autóctonos y que el contenido aromática (como COD) era bajo (Mash et al., 2004).

En la Fig. 14, se relaciona el flujo difusivo de CO₂ y el COD, y se observa cómo a partir del año 2017 se aumentan los flujos de emisiones de CO₂, con concentraciones de COD que se incrementan desde 2,884 hasta 3,762 mgC/L. El flujo aumenta desde 13,244 hasta 20,948 gCO₂/m²d, y las concentraciones de COD desde 3,193 a 3,762 mgC/L, de manera anual desde 2015 hasta 2019, teniendo gradientes de 4,1, 4,7, 6,9, 6,2 y 5,6 gCO₂/m²d/mgC; respectivamente, identificando que, el año en el que se presentó un gradiente mayor de crecimiento de flujo de CO₂ con respecto a la concentración de COD fue en el 2017; y que para este año el flujo de CO₂ comenzó a tener un comportamiento aparentemente estable, debido también a que se tuvo un llenado del embalse estable hasta el año 2019 (Fig. 13).

Para los dos primeros años posteriores al llenado del embalse, aun considerando que el llenado del embalse se encontraba entre 64 y 55% en el 2015 y el 2016 (Fig. 13), respectivamente; los flujos de CO₂ fueron menores y con ello se evidenció que, no necesariamente mayores magnitudes de COD establecen mayores flujos de CO₂; debido a que, hay otros factores que intervienen en las emisiones de GEI, dentro del agua, y dependen de procesos fisicoquímicos y biológicos de la transformación del carbón orgánico alóctono y autóctono, y de la biomasa y el suelo que de manera general están sumergidos y que tienen unas cinéticas y unos mecanismos de transformación a lo ancho y a lo profundo del embalse. Hay que considerar que, las variaciones del COD no solamente se encuentran inmersas en el agua como medio, sino que también hay procesos en los que se utiliza carbono atmosférico fijándolo (aunque en bajas proporciones) para producir COD en un entorno biológico en la

masa de agua, y ello aporta a la producción primaria autóctona (Stimson et al., 2017). Estas situaciones inducen variaciones de COD que están intrínsecas en el comportamiento del CO₂ y el COD que se tiene en el embalse Topocoro (Fig. 14).

Sobre la Fig. 14, se tienen también concentraciones de COD y emisiones de CO₂ en el embalse, que corresponden a aportes de materia orgánica que llegan por medio de los ríos (tributarios), y que en el cambio de flujo de materia y energía hacia un sistema léntico (Han et al., 2018) provocan cambios hacia una transición en la presión parcial de CO₂, haciéndola más alta que en la atmósfera (Han et al., 2018); y suman a ello cambios en la geoquímica de la cuenca y el cauce en particular; con procesos de meteorización de las rocas influyendo en el consumo de CO₂ atmosférico (Han et al., 2018) hasta el punto de embalsamiento; y que luego, por disminución de la velocidad y el oleaje del flujo del agua, ya no actúan en contacto directo y continuo erosionando las rocas, sino bajo un contacto superficial permanente y no intrusivo. Lo cual es importante resaltar en este tipo de análisis, porque aún sin la condición de embalsamiento del agua, los ríos transportan materia orgánica y emiten GEI; aunque en menores proporciones.

Otros aspectos a tener en cuenta en los procesos de oxidación, reducción y transformación del carbono orgánico en el agua (Fig. 13 y Fig. 14) se configuran a través del paso del agua, contacto y sumersión en las zonas geográficas de desarrollo de los embalses, influenciando cambios en la calidad del agua con aportes de nutrientes y carbono orgánico (Fig. 12) que posteriormente entran en diferentes tipos de reacciones para emitir GEI.

La interacción suelo-aire-agua considera un conjunto de variables físicas, químicas y biológicas que tienen de manera constante, intercambios de materia a través de los diferentes estados de la misma, además de los cambios en los flujos de energía que influyen en su entropía. Según Chen et al. (2019), el análisis sistemático del ciclo del carbono indicó que el 32% del carbono se eliminó a través de la emisión de CO₂ y el entierro de carbono, lo cual indica un mejor entendimiento de los circuitos de retroalimentación entre los ecosistemas acuáticos y el aumento de la presión de CO₂ en el futuro.

En consideraciones de factores que influyen en las emisiones de CO₂, Gruca-Rokosz et al. (2017) estiman que los flujos de CO₂ tienen una relación positiva con respecto a las concentraciones de nitratos y nitrógeno total, y de manera negativa con respecto a la temperatura y la clorofila-a. Además de incluir positivamente una relación con el carbón

orgánico y el nitrógeno total del sedimento, lo cual indica como factor de alta importancia al nitrógeno en las emisiones en los embalses.

Wang et al. (2019) sugieren que algunos embalses hidroeléctricos funcionan como sumideros de carbono, aunque para evaluar bien los embalses en este sentido, es necesario tener largos estudios de monitoreo con una frecuencia moderada. En algunas ocasiones se sugiere que, cuerpos de agua dulce actúan como sumideros de CO₂, debido al aumento de la productividad primaria, y en contraposición hay otros que describen que con la eutrofización como factor de importancia, las emisiones de CO₂ aumentan (Li et al., 2021). Para lo cual hay que continuar en los procesos de investigación para los embalses en las emisiones de GEI a nivel global, entendiendo bajo qué escenarios se actúa como sumidero o fuente.

La Fig. 15 detalla la evolución de los flujos difusivos y por burbujeo de metano en el embalse, además de las concentraciones de COD, observando que, de manera indiferente de la magnitud de las concentraciones de COD en los dos primeros años no se tuvo presencia de CH₄ difusivo, empezando a emitirse con una magnitud representativa en el 2017 con 0,063 gCH₄/m²/día; mientras para los años 2018 y 2019 estas concentraciones se incrementaron de hasta 1,149 y 1,100 gCH₄/m²/día; respectivamente. Mientras para el CH₄ por burbujeo, los flujos estuvieron presentes desde el primer año de postllenado del embalse, estabilizándose en los años 2018 y 2019 en aproximadamente 0,151 y 0,159 gCH₄/m²/día; respectivamente. Respecto a las concentraciones de COD (Fig. 13), entre 2015 y 2019 tiene su mínima magnitud en el año 2017, con 2,884 mgC/L, y no muestra una variación notable con respecto a la evolución de los flujos de CH₄ en el embalse, aunque para los años 2018 y 2019, los flujos de aumentaron y las concentraciones de COD también aumentaron; pero no de una manera directamente proporcional, si se tiene en cuenta principalmente al CH₄ difusivo, el cual se incrementó desde 0,063 hasta 1,149 y estuvo en 1,100 gCH₄/m²/día en el año 2019. Condiciones bajo las cuales se relacionan las concentraciones de COD con los flujos del metano, se ven influenciadas por conceptos de estabilización de la materia orgánica y de microorganismos, en el nuevo ambiente acuático como sistema léntico. Correspondiente a la cinética de degradación de la biomasa, el suelo y los sedimentos en sumersión; nutrientes esenciales como el C, N y P comienzan a presentar más disponibilidad para procesos esenciales dentro de la formación de GEI como CO₂ y CH₄, en un escenario de condiciones tropicales y cálidas; que en principio intervienen como catalizadores de reacciones acuosas

y gaseosas. De manera específica, respecto a la disponibilidad de carbono orgánico (como COD), se facilita el consumo de este nutriente por los microorganismos, y la transformación del carbono en metano se presenta principalmente en la zona afótica del embalse, con condiciones reductoras, y con menores concentraciones de OD (Fig. 5).

Una de las razones por la que ocurre la variación del área de llenado del embalse (Fig. 13) es para controlar la producción de energía, pero estas operaciones influyen en la dinámica acuática del embalse como las variaciones de los nutrientes, pudiendo variar dentro y fuera (aguas abajo) del embalse, por las variaciones del flujo, al influenciar en el tiempo de residencia del agua en el embalse (Schindler, 2006; Van Cappellen & Maavara, 2016; Zuijdgheest & Wehrli, 2017). Además, se pueden tener cambios en la evolución y estado de las comunidades de plancton, con un tiempo de retención variable fuera de lo que son las condiciones hidrológicas y climáticas de la zona de estudio que también tienen relación con la presencia de luz (Kosten et al., 2009), y que impactan el nivel de agua, el tiempo de retención y la velocidad del agua (Han et al., 2018) y en todas las condiciones influye en las variaciones de las concentraciones de nutrientes y de GEI (CO_2 y CH_4) (Fig. 14 y Fig. 15).

Existe la posibilidad de que el CH_4 que se forma en el fondo del embalse, al ascender gran parte de este se oxida a CO_2 por acción microbiana y la fracción de CH_4 que se emite finalmente es menor (Han et al., 2018) y con menos impacto de calentamiento en la atmósfera. Las Fig. 14 y Fig. 15 reflejan los flujos de GEI de cada gas y sus vías, siendo la emisión de CO_2 (por difusión) y CH_4 por burbujeo desde el primer año de post-llenado.

Las emisiones de CH_4 difusivo fueron notorias a partir del tercer año de llenado, y ante ello, una de las principales razones para tener estas consideraciones, se debe a que colonias de microorganismos activos (asociados a la metanogénesis) se demoran más en acondicionarse ambientalmente en este nuevo entorno acuático (Abril et al., 2005); mientras posiblemente exista un predominio de los microorganismos y procesos metanotróficos que limitan la presencia de CH_4 difusivo, dando como resultado una transformación de este a CO_2 . A la vez, también, que la descomposición de materia orgánica está sujeta a los pesos moleculares de esta; según las propiedades específicas dentro de la biomasa, el suelo y el sedimento sumergido.

La metanogénesis tiende a aumentar cuando algunas superficies terrestres se inundan en la zona litoral, y teniendo poca profundidad aportan metano por burbujeo, debido al alto

contenido de carbono que se encuentra en estas zonas (Li et al., 2021), que, con el aumento del área de llenado empiezan a tener un rol importante en las emisiones de CH₄.

Beaulieu et al. (2019) estiman que con el incremento de la eutrofización en lagos y embalses aumentará las emisiones de gases difusivos, de burbujeo y por lo tanto las emisiones totales de CH₄. Con respecto a un mayor contenido de fósforo total en estos cuerpos acuáticos, las emisiones difusivas de CH₄ aumentarán, siendo más sensibles a la presencia de este elemento en el agua, teniendo magnitudes de 1.86 veces de emisiones en respuesta a un aumento de nutrientes 3 veces mayor. De ahí que, las buenas prácticas de monitoreo y control a los estados tróficos de los embalses tengan una gran importancia no solo a nivel acuático, sino también en lo que tiene que ver las emisiones de GEI a nivel global. La reducción del 25 % de las cargas de fósforo total a nivel global tendría como respuesta una disminución en emisiones correspondientes a 17 Tg CH₄-C/año. Considerando estos aspectos, para el caso de Topocoro, es necesario que los niveles de nutrientes, especialmente el fósforo; estén en las concentraciones mínimas posibles, y que la clasificación del estado trófico sea la de menor impacto negativo posible, para tener menos posibilidades de emitir más CH₄.

En una revisión bibliográfica de GEI y eutrofización, Li et al. (2021) describen la presencia de factores directos como el OD, el carbono orgánico y los nutrientes; y los indirectos dados por la productividad primaria y los blooms de algas; que de manera conjunta juegan un rol importante en el consumo de CO₂ de la atmósfera o dependiendo de las condiciones tróficas del cuerpo de agua, pueden emitir más GEI si las zonas eutróficas se establecen en los lagos y embalses, por ejemplo, la ausencia de oxígeno por la disolución excesiva de nutrientes desplaza al O₂, crean ambientes favorables para las afloraciones de algas y a través de ello hay más difusividad de CH₄ y menos oxidación de este, considerando que también se promueve la metanogénesis y las emisiones por burbujeo. Diferentes efectos también se listan, como el hecho de que no solo emiten GEI sino también anti-GEI, como dimetil sulfuro (DMS) y dimetil disulfuro (Deng et al., 2021; Li et al., 2021) y el primer caso un efecto favorable consiste en reducir efectos de la radiación solar y con ello compensar los efectos de las emisiones de GEI (Malin y Kirst, 1997) en Li et al. (2021).

Una producción primaria alta acompañada de carbono orgánico alóctono propenden por tener altas tasas de ebullición de CH₄ desde los sedimentos, y estas emisiones son influenciadas positivamente por el aumento de la temperatura en el agua; mientras de manera inversa; aguas

(poco profundas) con baja productividad primaria normalmente poseen menores tasas de ebullición, todo ello dependiendo de la limitación de sustrato como potencial factor al respecto y como consecuencia del cambio climático (Aben et al., 2017). Para Li et al. (2018) eliminar cargas de fósforo mitiga de manera positiva las emisiones de GEI.

Como parte del estudio de los embalses tiene en consideración no solo cuestiones de calidad del agua, de emisiones de GEI, sino también de cambios de flujos de materia y energía en la transición y posterior búsqueda de equilibrio de energía fluvial del sistema original, a la vez que se obtiene un nuevo ciclo biogeoquímico con los nutrientes (N, P, C) (Han et al., 2018).

7.5 APORTES Y LIMITACIONES

Las discusiones sobre las relaciones entre eutrofización y las emisiones de GEI tienen varios sentidos de acuerdo con diferentes investigadores. Del Sontro et al. (2019) en Li et al. (2021) describen que no se debe subestimar las emisiones de CH₄ y las totales de GEI, además de que el estado trófico promueve las emisiones de GEI en lagos y embalses. Aunque, por ejemplo, describen Chen et al. (2019) que, en lagos templados se han evidenciado resultados de simulaciones que muestran que cuando disminuye el estado trófico se tenía una asociación con más emisiones de CO₂. Por lo tanto, es necesario continuar en los procesos de investigación que buscan describir de manera más concreta las cualificaciones tróficas de los cuerpos de agua con las emisiones de GEI, bajo todas las condiciones climáticas; y en este caso en especial, en condiciones tropicales.

En el embalse Topocoro, se recomienda continuar en la exploración de los parámetros del agua, y de las emisiones de GEI con el paso del tiempo, puede determinar la cualificación y las variaciones del estado trófico del embalse.

7.6 CONCLUSIONES

Mecanismos fisicoquímicos, biológicos y de radiación solar inducen una estratificación en forma de gradiente decreciente para el oxígeno disuelto, la DQO y el pH en las zonas tróficas del embalse; implicando mayores magnitudes y concentraciones a medida que hay una

mayor interacción por la actividad fotosintética, mientras los valores de estos disminuyeron con el aumento de la profundidad del embalse. Otros parámetros como ST, SDT, NO_3^- , P, Conductividad y COD no tuvieron variaciones notorias que reflejaran influencia de la radiación solar en la columna de agua, ni en la evolución temporal de monitoreo de un embalse de una edad de 5 años.

La clasificación del estado trófico del embalse Toporoco, considerando el fósforo como parámetro limitante, es de carácter hipereutrófico. La gestión de la calidad del agua en el embalse ha de considerar que no se presenten alteraciones de la misma en el transcurso del tiempo.

El aumento del área de llenado del embalse relaciona también un aumento del COD en los primeros años de llenado, aunque cinéticas de degradación de algunos componentes orgánicos están sujetos a la clase de materia orgánica que está sumergida, dependiendo de operaciones de control de nivel del agua, de producción de energía y de condiciones hidroclimáticas (temporadas secas y de invierno) que deben ser estudiados con más temporalidad.

El COD en el agua no influyó de manera explícita en los flujos difusivos de CO_2 y CH_4 , teniendo en cuenta que, el CH_4 difusivo no tuvo concentraciones representativas hasta después del tercer año de llenado (2014). Otros factores fisicoquímicos, biológicos e hidráulicos representan influencia en las emisiones, y deben ser estudiados de manera más específica; tales como la temperatura y el potencial de óxido reducción en el agua del embalse, estudio de los sedimentos, estudio de corrientes de densidades, entre otros.

7.7 REFERENCIAS

- Aben, R. C. H., Barros, N., van Donk, E., Frenken, T., Hilt, S., Kazanjian, G., Lamers, L. P. M., Peeters, E. T. H. M., Roelofs, J. G. M., de Senerpont Domis, L. N., Stephan, S., Velthuis, M., Van de Waal, D. B., Wik, M., Thornton, B. F., Wilkinson, J., DelSontro, T., & Kosten, S. (2017). Cross continental increase in methane ebullition under climate change. *Nature Communications*, 8(1), 1682. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01535-y>
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Pollution Control Federation (WPCF). (2017). Standard Methods for the examination of water and wastewaters. 23th ed. Washington.

- Ansa-Asare, O. D., Marr, I. L., & Cresser, M. S. (1999). Evaluation of cycling patterns of dissolved oxygen in a tropical lake as an indicator of biodegradable organic pollution. *Science of The Total Environment*, 231(2), 145-158. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00088-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00088-1)
- Aristizabal-Ciro, C., Botero-Coy, A. M., López, F. J., & Peñuela, G. A. (2017). Monitoring pharmaceuticals and personal care products in reservoir water used for drinking water supply. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7335-7347. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8253-1>
- Beaulieu, J. J., DelSontro, T., & Downing, J. A. (2019). Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*, 10(1), 1375. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09100-5>
- Brothers, S. M., Prairie, Y. T., & del Giorgio, P. A. (2012). Benthic and pelagic sources of carbon dioxide in boreal lakes and a young reservoir (Eastmain-1) in eastern Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(1). <https://doi.org/10.1029/2011GB004074>
- Chaves, R. C., Figueredo, C. C., Boëchat, I. G., de Oliveira, J. T. M., & Gücker, B. (2020). Fluorescence indices of dissolved organic matter as early warning signals of fish farming impacts in a large tropical reservoir. *Ecological Indicators*, 115, 106389. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106389>
- Chen, Z., Huang, P., & Zhang, Z. (2019). Interaction between carbon dioxide emissions and eutrophication in a drinking water reservoir: A three-dimensional ecological modeling approach. *Science of The Total Environment*, 663, 369-379. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.336>
- Corpoboyacá. Instituto de Estudios Ambientales IDEA de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. Centro de Estudios Económicos –CENES- de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. (2006). PLAN DE ORDENACIÓN Y MANEJO AMBIENTAL DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO CHICAMOCHA. DIAGNÓSTICO CAPÍTULO I.
- Cunha, D. G. F., Calijuri, M. d. C., & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). *Ecological Engineering*, 60, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- de Oliveira, T. F., de Sousa Brandão, I. L., Mannaerts, C. M., Hauser-Davis, R. A., Ferreira de Oliveira, A. A., Fonseca Saraiva, A. C., de Oliveira, M. A., & Ishihara, J. H. (2020). Using hydrodynamic and water quality variables to assess eutrophication in a tropical hydroelectric reservoir. *Journal of Environmental Management*, 256, 109932. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109932>
- Deng, X., Chen, J., Hansson, L.-A., Zhao, X., & Xie, P. (2021). Eco-chemical mechanisms govern phytoplankton emissions of dimethylsulfide in global surface waters. *National Science Review*, 8(2). <https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa140>
- Fan, H., He, D., & Wang, H. (2015). Environmental consequences of damming the mainstream Lancang-Mekong River: A review. *Earth-Science Reviews*, 146, 77-91. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.03.007>
- Floehr, T., Scholz-Starke, B., Xiao, H., Koch, J., Wu, L., Hou, J., Wolf, A., Bergmann, A., Bluhm, K., Yuan, X., Roß-Nickoll, M., Schäffer, A., & Hollert, H. (2015). Yangtze Three Gorges Reservoir, China: A holistic assessment of organic pollution, mutagenic effects of sediments and genotoxic impacts on fish. *Journal of Environmental Sciences*, 38, 63-82. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.07.013>

- Goldsmith, S. T., Berry Lyons, W., Harmon, R. S., Harmon, B. A., Carey, A. E., & McElwee, G. T. (2015). Organic carbon concentrations and transport in small mountain rivers, Panama. *Applied Geochemistry*, 63, 540-549. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.04.014>
- Gruca-Rokosz, R., Bartoszek, L., & Koszelnik, P. (2017). The influence of environmental factors on the carbon dioxide flux across the water–air interface of reservoirs in south-eastern Poland. *Journal of Environmental Sciences*, 56, 290-299. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.10.011>
- Han, Q., Wang, B., Liu, C.-Q., Wang, F., Peng, X., & Liu, X.-L. (2018). Carbon biogeochemical cycle is enhanced by damming in a karst river. *Science of The Total Environment*, 616-617, 1181-1189. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.202>
- Hoyos Ossa, D. E., Gallego Rios, S. E., Rodríguez Loaiza, D. C., & Peñuela, G. A. (2021). Implementation of an analytical method for the simultaneous determination of greenhouse gases in a reservoir using FID/μECD gas chromatography. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-15. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1900148>
- Huang, Y., Fu, C., Li, Z., Fang, F., Ouyang, W., & Guo, J. (2019). Effect of dissolved organic matters on adsorption and desorption behavior of heavy metals in a water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 185, 109695. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109695>
- Kim, B., Choi, K., Kim, C., Lee, U. H., & Kim, Y.-H. (2000). Effects of the summer monsoon on the distribution and loading of organic carbon in a deep reservoir, Lake Soyang, Korea. *Water Research*, 34(14), 3495-3504. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00104-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00104-4)
- Kosten, S., Huszar, V. L. M., Mazzeo, N., Scheffer, M., Sternberg, L. d. S. L., & Jeppesen, E. (2009). Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. *Ecological Applications*, 19(7), 1791-1804. <https://doi.org/10.1890/08-0906.1>
- Lampert, W., y Sommer, U. (2007). Limnoecology: The ecology of lakes and streams. In: Special features of aquatic habitats. Second Edition. Oxford University Press Inc., New York.
- Li, M., Peng, C., Wang, M., Xue, W., Zhang, K., Wang, K., Shi, G., & Zhu, Q. (2017). The carbon flux of global rivers: A re-evaluation of amount and spatial patterns. *Ecological Indicators*, 80, 40-51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.049>
- Li, S., Bush, R. T., Santos, I. R., Zhang, Q., Song, K., Mao, R., Wen, Z., & Lu, X. X. (2018). Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 147, 13-24. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.053>
- Li, S., Cheng, X., Xu, Z., Han, H., & Zhang, Q. (2009). Spatial and temporal patterns of the water quality in the Danjiangkou Reservoir, China. *Hydrological Sciences Journal*, 54(1), 124-134. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.124>
- Li, S., Xu, Z., Cheng, X., & Zhang, Q. (2008). Dissolved trace elements and heavy metals in the Danjiangkou Reservoir, China. *Environmental Geology*, 55(5), 977-983. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1047-5>
- Li, S., Ye, C., & Zhang, Q. (2017). 11-Year change in water chemistry of large freshwater Reservoir Danjiangkou, China. *Journal of Hydrology*, 551, 508-517. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.05.058>

- Li, Y., Hu, J., Han, X., Li, Y., Li, Y., He, B., & Duan, X. (2019). Effects of past land use on soil organic carbon changes after dam construction. *Science of The Total Environment*, 686, 838-846. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.030>
- Li, Y., Shang, J., Zhang, C., Zhang, W., Niu, L., Wang, L., & Zhang, H. (2021). The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. *Science of The Total Environment*, 768, 144582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144582>
- Lopera, L. M., Oviedo, L. M., Rodríguez, D. C., & Peñuela, G. A. (2016). Aplicación de ensayos en discontinuo para la determinación de flujos de metano y dióxido de carbono en la degradación del material vegetal en el embalse Topocoro [Article]. *Ingenierías USBmed*, 7, 67+.
- López-Doval, J. C., Montagner, C. C., de Albuquerque, A. F., Moschini-Carlos, V., Umbuzeiro, G., & Pompêo, M. (2017). Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of The Total Environment*, 575, 1307-1324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.210>
- Mash, H., Westerhoff, P. K., Baker, L. A., Nieman, R. A., & Nguyen, M.-L. (2004). Dissolved organic matter in Arizona reservoirs: assessment of carbonaceous sources. *Organic Geochemistry*, 35(7), 831-843. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2004.03.002>
- Mbaye, M. L., Gaye, A. T., Spitzky, A., Dähnke, K., Afouda, A., & Gaye, B. (2016). Seasonal and spatial variation in suspended matter, organic carbon, nitrogen, and nutrient concentrations of the Senegal River in West Africa. *Limnologica*, 57, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.12.003>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ministerio de Hacienda, Fondo Adaptación, Corpoboyacá, Corporación Autónoma de Santander -CAS-, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca -CAR-, LONJACUN, ENNCO S.A. (2015). Actualización POMCA Río Medio y Bajo Suárez. “Todos unidos por el río Suárez nuestra fuente de vida”. Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica. ACTUALIZACIÓN DEL PLAN DE ORDENACIÓN Y MANEJO DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO MEDIO Y BAJO SUÁREZ – NSS (2401-02). DOCUMENTO FASE DIAGNOSTICO RESUMEN EJECUTIVO. Consorcio POMCA 2015.
- Miranda, I. N. G., Macías, F. V., & Peñuela, G. A. (2020). Application of multivariate methods and geostatistics to model the relationship between CO₂ emissions and physicochemical variables in the Hidrosogamoso reservoir, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e1. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1717>
- Ouédraogo, O., & Amyot, M. (2013). Mercury, arsenic and selenium concentrations in water and fish from sub-Saharan semi-arid freshwater reservoirs (Burkina Faso). *Science of The Total Environment*, 444, 243-254. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.095>
- Palau A., Alonso M., Corregidor D. (2010). Análisis del ciclo de carbono en embalses y su posible efecto en el cambio climático. Aplicación al embalse de Susqueda (río Ter, NE España). *Ingeniería de Agua*, 17 (3), 247-255.
- Passell, H. D., Dahm, C. N., & Bedrick, E. J. (2005). Nutrient and organic carbon trends and patterns in the upper Rio Grande, 1975–1999. *Science of The Total Environment*, 345(1), 239-260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.010>

- Qi, W., Müller, B., Pernet-Coudrier, B., Singer, H., Liu, H., Qu, J., & Berg, M. (2014). Organic micropollutants in the Yangtze River: Seasonal occurrence and annual loads. *Science of The Total Environment*, 472, 789-799. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.019>
- Roldán Pérez G. A. & Ramírez Restrepo J. J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. 2. edición. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia. ISBN 9789587141443
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 356-363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
- Silva, L. H. S., Huszar, V. L. M., Marinho, M. M., Rangel, L. M., Brasil, J., Domingues, C. D., Branco, C. C., & Roland, F. (2014). Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. *Limnologica*, 48, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.04.004>
- Stets, E. G., & Cotner, J. B. (2008). The influence of dissolved organic carbon on bacterial phosphorus uptake and bacteria-phytoplankton dynamics in two Minnesota lakes. *Limnology and Oceanography*, 53(1), 137-147.
- Stimson, A. G., Allott, T. E. H., Boulton, S., & Evans, M. G. (2017). Reservoirs as hotspots of fluvial carbon cycling in peatland catchments. *Science of The Total Environment*, 580, 398-411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.193>
- Tremblay Alain, Varfalvy Louis, Roehm Charlotte, Garneau Michelle. (2005). Greenhouse gas emissions Fluxes and processes. (2005). Hydroelectric reservoirs and natural environments.
- Van Cappellen, P., & Maavara, T. (2016). Rivers in the Anthropocene: Global scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16(2), 106-111. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.04.001>
- Wang, F., Lang, Y., Liu, C.-Q., Qin, Y., Yu, N., & Wang, B. (2019). Flux of organic carbon burial and carbon emission from a large reservoir: implications for the cleanliness assessment of hydropower. *Science Bulletin*, 64(9), 603-611. <https://doi.org/10.1016/j.scib.2019.03.034>
- Wang, W., Roulet, N. T., Kim, Y., Strachan, I. B., del Giorgio, P., Prairie, Y. T., & Tremblay, A. (2018). Modelling CO2 emissions from water surface of a boreal hydroelectric reservoir. *Science of The Total Environment*, 612, 392-404. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.203>
- Wang, Y., Jiang, Y., Liao, W., Gao, P., Huang, X., Wang, H., Song, X., & Lei, X. (2014). 3-D hydro-environmental simulation of Miyun reservoir, Beijing. *Journal of Hydro-environment Research*, 8(4), 383-395. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2013.09.002>
- Warnken, K. W., & Santschi, P. H. (2004). Biogeochemical behavior of organic carbon in the Trinity River downstream of a large reservoir lake in Texas, USA. *Science of The Total Environment*, 329(1), 131-144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.017>
- Wetzel, R. G. (2001). Limnology. Lake and River Ecosystems, 3rd edn. Academic Press, San Diego. 1006 p.
- Zhang, J.-L., Zheng, B.-H., Liu, L.-S., Wang, L.-P., Huang, M.-S., & Wu, G.-Y. (2010). Seasonal variation of phytoplankton in the DaNing River and its relationships with

-
- environmental factors after impounding of the Three Gorges Reservoir: A four-year study. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1479-1490.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.161>
- Zhang, Y., Zhang, L., & Mitsch, W. J. (2014). Predicting river aquatic productivity and dissolved oxygen before and after dam removal. *Ecological Engineering*, 72, 125-137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.04.026>
- Zuijdgeest, A., & Wehrli, B. (2017). Carbon and nutrient fluxes from floodplains and reservoirs in the Zambezi basin. *Chemical Geology*, 467, 1-11.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2017.07.025>
- Åberg, J., Bergström, A.-K., Algesten, G., Söderback, K., & Jansson, M. (2004). A comparison of the carbon balances of a natural lake (L. Örträsket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden. *Water Research*, 38(3), 531-538.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.035>

8 CAPÍTULO 2

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UN EMBALSE TROPICAL EN COLOMBIA

8.1 RESUMEN

En este capítulo se realizó la evaluación de las emisiones de los flujos de CO₂ y CH₄ en el embalse Topocoro en Colombia, durante los primeros 5 años después del llenado, empleando la metodología de la cámara estática flotante y el cono invertido y cuantificando la concentración de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) mediante cromatografía de gases con Detector de ionización de llama (FID)-Metanizador y Detector de Captura de electrones (ECD). Los resultados obtenidos, arrojaron valores de flujos difusivos de CO₂ entre 13,244 a 20,948 gCO₂/m²d, y de CH₄ por burbujeo entre 0,058 y 0,159 gCH₄/m²d y difusivos entre 0,063 y 1,149 gCH₄/m²d; obteniendo así unas emisiones anuales entre 253.514 y 654.643 tCO₂ eq/año. También se determinó la intensidad de gases en un rango que varió entre 81 y 148 gCO₂ eq/kWh con la evolución del llenado y la generación de energía del embalse, y se compararon las magnitudes anuales de este con respecto a otros embalses tropicales y de Suramérica para tener una referencia de la evolución de Topocoro en estos términos y en su edad. De manera integral, los resultados sugieren que a medida que aumenta el porcentaje de superficie de llenado del embalse, se producirán más emisiones de gases de efecto invernadero, por la descomposición biótica y abiótica de la materia orgánica. Al mismo tiempo que se generará una mayor producción de energía.

Palabras claves: Gases de efecto invernadero, embalse, intensidad de GEI, densidad de potencia, Colombia, Hidroelectricidad,

8.2 INTRODUCCIÓN

Los estudios de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) como CO₂ y CH₄ en embalses hidroeléctricos son muy importantes en la discusión para considerar la energía hidráulica en la clasificación de las fuentes de “energías limpias”, “verdes” o neutrales en

carbono (Barros et al., 2011; Deemer et al., 2016; Varol, 2019). Pero aún, no se tiene una definición clara en este tema, y son muchos los investigadores que pretenden conocer las condiciones de las emisiones de carbono (Barros et al., 2011), comparando en ocasiones los niveles de emisión de carbono de las hidroeléctricas con termoeléctricas (en Brasil), dependiendo de la localización, entre otras características (dos Santos et al., 2017; Ometto et al., 2013); y comparándolas también con combustibles fósiles bajo la misma capacidad de energía (S. Li et al., 2017).

En muchos países, la energía hidroeléctrica es reconocida como una alternativa y una forma de mitigar los gases de efecto invernadero en el mundo (S. Li et al., 2017; Zhao et al., 2019), y muchas políticas ambientales, económicas y energéticas buscan incrementar el desarrollo de fuentes renovables para sustituir el carbono y los combustibles fósiles (Lu et al., 2020), siendo relevante la opción de la hidroelectricidad a explorar en relación con otras energías renovables; donde de manera general y a nivel mundial, con el aumento de estas se tiene el compromiso de suprimir y secuestrar emisiones de GEI (Sims et al., 2003), en comparación con otras alternativas que tienen bajas emisiones, como la nuclear. Un objetivo común en relación a las políticas energéticas y ambientales hacia las metas establecidas de disminución de GEI en el acuerdo de la COP 21 (París) (Chai et al., 2016) se están llevando a cabo para desacelerar el aumento de la temperatura a nivel global.

De manera específica en el estudio de los GEI en embalses hidroeléctricos y en ciertos casos naturales, se ha encontrado que, estos dependen de los antecedentes geológicos, la hidrología y las condiciones climáticas (por ejemplo, la temperatura del agua, la velocidad del viento, la exposición solar, la temperatura del aire, las precipitaciones; y las condiciones y el estatus tropical, subtropical, boreal y templado), las características del embalse (morfometría y forma, profundidad, edad), reservas de carbono, calidad del agua y condiciones físicas (pH, OD, carga de nutrientes C: N: P, estado de eutrofización, temperatura del agua, potencial redox, productividad) y la clase de eco-región (Barros et al., 2011; Grinham et al., 2018; Kumar et al., 2019a, 2019b; Wang et al., 2015), sedimentación, esfuerzo cortante del fondo (Deemer et al., 2016; DelSontro et al., 2016; Joyce & Jewell, 2003; Sobek et al., 2012). Y características geológicas y de suelos (ubicación geográfica, topografía de la cuenca, propiedades de la cuenca, reservas de carbono, cobertura y usos del suelo) (Grinham et al., 2018), condiciones biológicas y vegetativas (como tipos de vegetación y su biomasa), y

actividades de operaciones hidroeléctricas relacionadas (retención tiempo, nivel del agua, descarga en aguas profundas, % de superficie llena) (dos Santos et al., 2006; Kumar et al., 2019a; Teodoru et al., 2012; Wang et al., 2015; Yang et al., 2017).

De acuerdo con Tremblay et al. (2005) y el IPCC (2006) en Demarty & Bastien (2011); la materia orgánica autóctona y alóctona influye en las tasas de emisión en los sistemas acuáticos (naturales o artificiales), ya que después de 10 años las emisiones tienen mayor relación con el carbono orgánico alóctono y la materia orgánica inundada y en descomposición; para emitir GEI. Al respecto, aproximadamente el 84% del CH₄ se emite desde lagos poco profundos (profundidad inferior a 5 m) (Li et al., 2020), y los nuevos embalses en las regiones tropicales y ecuatoriales crean las mejores condiciones para las emisiones de CH₄ (Demarty & Bastien, 2011). Comportamientos similares del agua y los sedimentos en lagos naturales y embalses artificiales están presentes en las emisiones de gases de efecto invernadero (dos Santos et al., 2017), y las emisiones de N₂O están relacionadas con las formas, la cinética y las reacciones del nitrógeno en el agua, lo que describen Wang et al. (2017a) en Kumar et al., (2019a).

Las mediciones de flujos de GEI como CO₂ y CH₄, principalmente, aplicadas en la generación de energía son consideradas como datos importantes y de interés ambiental para tener un conocimiento más claro sobre sumideros y fuentes de GEI con respecto a la energía de combustible fósil (y derivadas del carbón) y las energías renovables (hidroeléctricas, biodiesel, etanol, termoeléctricas, Solar-fotovoltaica, biomasa, turbinas eólicas, biogás) (Pokharel, 2007); que componen el 26% de la electricidad renovable en el mundo, y el 19% proviene de la energía hidroeléctrica (Tang, 2020).

En el mundo se tiene que, los embalses comprenden un área de 3,4x10⁵ km², y el 20% de estos corresponde a embalses hidroeléctricos (Barros et al., 2011; Kemenes et al., 2011; S. Li et al., 2017). Por su parte, Barros et al. (2011) estiman la contribución de 48 Tg C como CO₂ y 3 Tg C como CH₄, lo que representa el 4% de las emisiones globales de carbono de las aguas continentales, y Ometto et al., (2013) describen que, en estas emisiones, los aportes de los embalses hidroeléctricos tropicales representan el 76%. Mientras que, las grandes represas hidroeléctricas emiten 104 Tg de CH₄ anualmente contribuyendo con el 20% de las emisiones totales (Kumar et al., 2019a) .

Los estudios para el conocimiento de las emisiones de GEI en embalses hidroeléctricos, principalmente, se han estimado bajo referencias de diferentes condiciones climáticas y latitudes como zonas de estudio, como en Canadá (Quebec), Guayana Francesa, Finlandia, Suecia, Corea del Sur, China, Estados Unidos, Brasil y Laos (Zhao et al., 2019). Eastmain 1 en Québec, Canadá es uno de los primeros embalses hidroeléctricos donde se midieron las emisiones de GEI de flujo difusivo (bruto en verano) después del llenado, desde 2003 hasta 2009, las emisiones de desgasificación, desde 2007 hasta 2009 (Bastien et al., 2011) y al obtener las emisiones brutas de GEI. En Eastmain para el primer año después del llenado del embalse, se observaron las emisiones difusivas brutas más altas de CO₂ y CH₄ (verano diario) y 3 años después del llenado del embalse, disminuyeron aún más que en los lagos naturales (Bastien et al., 2011).

En Suramérica, el país con más estudios reportados de emisiones de efecto invernadero en embalses hidroeléctricos es Brasil, como lo reportan Ometto et al., (2013), especialmente en la región de Amazonia de este país. El World Bank (2017), describe que solo unos pocos embalses en el mundo tienen registros que se remontan a más de unos pocos años, un ejemplo de esto con mediciones extensas son Petit-Saut (Guayana Francesa), Nam Theun 2 (República Democrática Popular Lao), Eastmain 1 (Bastien et al., 2011) y La Grande 2 (ambos en Canadá), y Tucuruí y Samuel (ambos en Brasil). En Colombia, a través de este estudio, se tiene que es uno de los primeros avances en la construcción de conocimiento en este tema, que se ha desarrollado para establecer las emisiones de GEI; junto el trabajo de investigación de Maestría desarrollado por Loaiza (2016), incluso desde la época previa a la construcción en un embalse hidroeléctrico.

En este capítulo se analizarán los siguientes aspectos: 1) Las emisiones brutas de CO₂ y CH₄ de un nuevo embalse en Colombia, Topocoro, en los 5 años de seguimiento, y los resultados de los flujos de gases de efecto invernadero en comparación con el porcentaje de superficie llena. 2) La intensidad de los gases de efecto invernadero y la relación con la producción energética de este embalse hidroeléctrico. 3) La intensidad de los gases de efecto invernadero y la densidad de potencia del embalse Topocoro con embalses tropicales en condiciones de edad similar.

8.3 MATERIALES Y METODOLOGÍA

8.3.1 *Área de estudio*

El embalse hidroeléctrico Topocoro está ubicado en el departamento de Santander, Colombia ($7^{\circ} 6'3.68''N$ $73^{\circ}24'20.58''O$), entre 140 y 330 msnm; en el cañón donde el río Sogamoso cruza la Serranía de La Paz, 75 km aguas arriba del río Magdalena y 62 km aguas abajo de la confluencia de los ríos Suárez y Chicamocha. La presa y el embalse tienen influencia territorial en los municipios de Girón, Betulia, Zapatoca, Los Santos, Lebrija y San Vicente de Chucurí (Fig. 16).

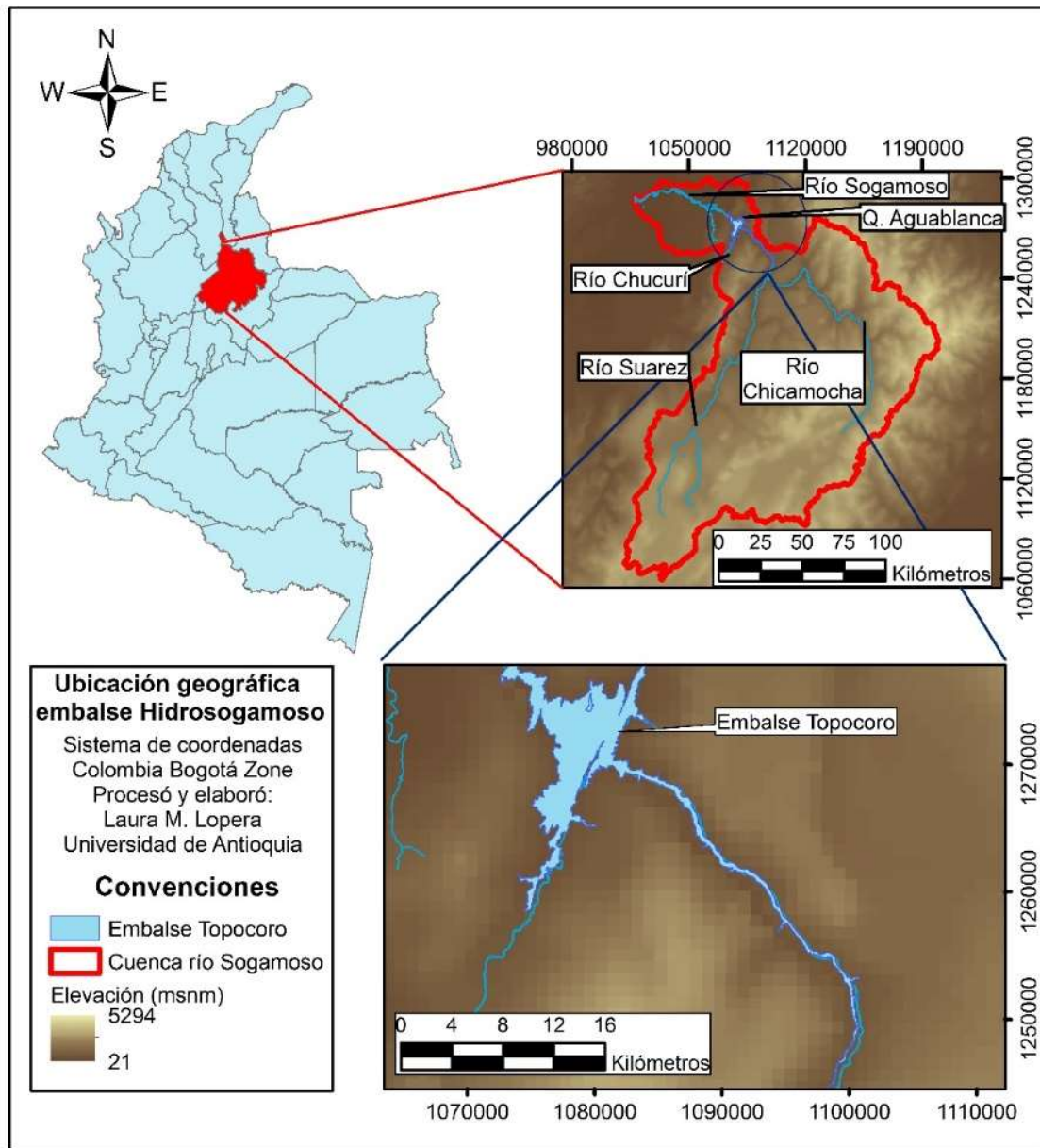


Fig. 16. Localización del embalse Topocoro (Lopera et al., 2016)

La construcción de la presa (con 190 m de altura, 345 m de ancho en superficie y 500 m de ancho en la base) se terminó en 2014, y el volumen de almacenamiento normal es de $4.800 \times 10^6 \text{ m}^3$, en un área de 6.960 ha y una cuenca de 2.117.800 ha, para una Potencia de 820 MW con tres unidades de generación, capacidad anual para producir 5.056 GWh, y descargando un promedio de $476,6 \text{ m}^3/\text{s}$ al río Sogamoso.

El llenado del embalse inició en septiembre de 2014, comenzando la producción de energía en enero de 2015. La temperatura media anual es de 27,3 °C (Google Earth Engine), y el promedio de las cantidades de precipitación anual de 1.623,17 mm (Robinson et al., 2014). Condiciones generales del clima, describen época seca de diciembre a marzo y de lluvia, entre abril a mayo y octubre a noviembre.

8.3.2 Monitoreo de GEI

Los gases difusivos se tomaron en superficie con una bomba de aire adaptada a una cámara flotante en acrílico (0,4 x 0,4 x 0,5 m) en la interfase aire-agua, para tomar 4 muestras (0, 7, 14 y 21 min) cada 7 minutos (28 minutos acumulados) a un caudal de 1 L/s; sobre bolsas Tedlar (500 mL)(Fig. 17).

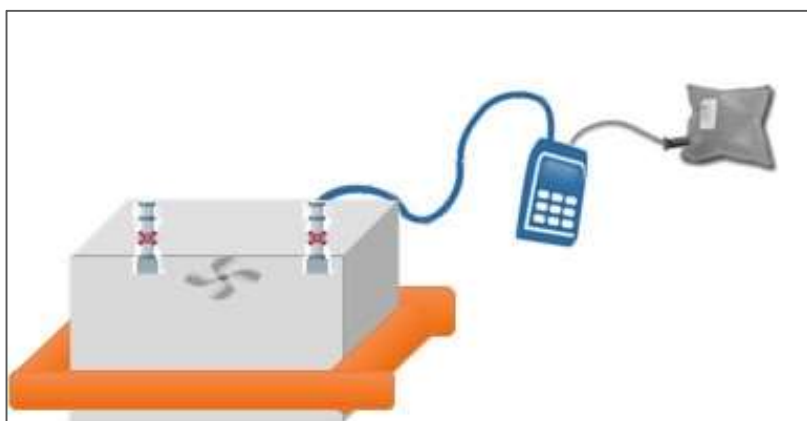


Fig. 17. Esquema de cámara en acrílico flotante en monitoreo de flujos de gases difusivos

Se tomaron muestras de gases burbujeantes con un embudo invertido (diámetro 1 m y h = 0,5 m) (de acuerdo con IHA, 2010) en la columna de agua, 4 m debajo de la superficie durante 4 horas. Todas las muestras de gas se recolectaron con bolsas Tedlar de 500 mL (Fig. 18).

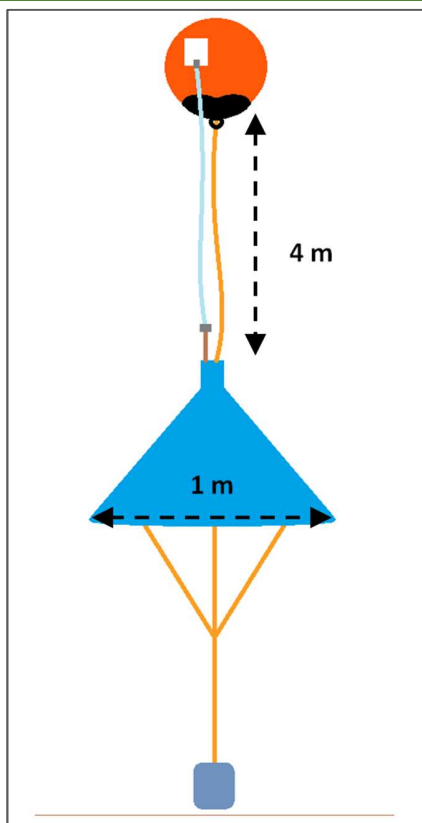


Fig. 18. Esquema de embudo sumergido en monitoreo de flujos de gases por burbujeo

Con cuatro campañas de muestreo por año, en diferentes condiciones climáticas, se realizaron muestreos de campo en ocho estaciones ubicadas espacialmente alrededor del embalse con el objeto de tener un análisis representativo (embalse, turbinas, ríos o aguas abajo). El promedio de flujos por año se estimó como el promedio de todos los resultados de las campañas de muestreo.

La Tabla 3 describe las campañas y temporadas de los monitoreos:

Tabla 3. Campañas y temporadas de monitoreos de GEI

Monitoreo	Mes	Temporada
M1-2015	Febrero	S
M2-2015	Mayo	L
M3-2015	Septiembre	T
M4-2015	Noviembre	S
M1-2016	Marzo	S
M2-2016	Junio	L
M3-2016	Agosto	S

Continuación **Tabla 3**

Monitoreo	Mes	Temporada
M4-2016	Octubre	L
M1-2017	Febrero	S
M2-2017	Junio	T
M3-2017	Septiembre	S
M4-2017	Noviembre	L
M1-2018	Marzo	S
M2-2018	Junio	L
M3-2018	Agosto	S
M4-2018	Noviembre	S
M1-2019	Marzo	S
M2-2019	Junio	L
M3-2019	Septiembre	S
M4-2019	Noviembre	L

S: Seca, L: Lluvia, T: Transición.

8.3.3 Análisis de laboratorio

Las muestras de CO₂ y CH₄ recolectadas en bolsas de Tedlar fueron transportadas en condiciones de temperatura ambiental, al laboratorio del grupo GDCON, por vía terrestre, evitando cambios abruptos en la presión de las mismas (Miranda et al., 2020). Los análisis de las muestras de gases se realizaron en el laboratorio del grupo GDCON, laboratorio acreditado para análisis de aguas por el IDEAM bajo la norma NTC-ISO / IEC 17025, Resolución 1665 del 12 de julio de 2011, siguiendo los criterios analíticos de Standard Methods (APHA, 2017), empleando un cromatógrafo de gases (GC) 7890To con un espectrómetro de masas 5975C y un detector de conductividad (Hoyos Ossa et al., 2021).

Para calibrar y verificar el procedimiento de análisis del GC, se inyectaron muestras estándar de gas, obtenidos a partir de estándares certificados (Marca Linde), de 996 ppm y 1010 ppm, para CO₂ y CH₄; respectivamente; leídos después de cada 10 muestras.

Después del proceso de análisis de laboratorio, se calcularon los flujos de GEI a partir de la pendiente de la regresión lineal de la concentración de gas en la cámara vs tiempo. Los coeficientes de correlación de flujo (R²) de la regresión lineal fueron superiores a 0.85, y los flujos se multiplicaron por el área promedio (llenado del embalse) de cada campaña de

muestreo para reportar los resultados en tonCO₂ o tonCH₄ por año, o de acuerdo con los requerimientos de unidades equivalentes, como CO₂ eq.

8.3.4 Intensidad de GEI y Densidad de Potencia

La intensidad de emisiones (gCO₂ eq/kWh) se calculó como las emisiones de gases de efecto invernadero (gCO₂ eq) por unidad de electricidad generada (kWh), por cada año, mediante la ecuación 1.

$$\text{Intensidad de GEI} \left(\frac{\text{gCO}_2 \text{ eq}}{\text{kWh}} \right) = \frac{\text{Annu Reservoir Emissions} \left(\frac{\text{gCO}_2 \text{ eq}}{\text{year}} \right)}{\text{Power annual generation} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{year}} \right)} \quad \text{Ecuación 1}$$

La densidad de potencia se estima como la relación entre la capacidad instalada de potencia y el área del embalse, ecuación 2.

$$\text{Densidad de Potencia} \left(\frac{\text{W}}{\text{m}^2} \right) = \frac{\text{Capacidad de Energía Instalada (W)}}{\text{Area del embalse (m}^2\text{)}} \quad \text{Ecuación 2}$$

La Intensidad de gases de efecto invernadero y la Densidad de Potencia se ha calculado para otros embalses tropicales, empleando la información de Demarty & Bastien (2011), para comparar y analizar situaciones de estos indicadores a edades correspondientes y específicas para los embalses que tienen entre 1 y 5 años, y de manera general con edades superiores (Fig. 23). De esta manera, a través de la comparación de Topocoro con otros embalses en condiciones tropicales se estudió el comportamiento y condiciones de este, a nivel internacional.

8.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.4.1 Flujos difusivos de dióxido de carbono del embalse

Los flujos difusivos de CO₂ en el embalse representados en la Fig. 19, muestran una variación entre 13,244 y 20,948 gCO₂/m²d durante los primeros 5 años después del llenado del embalse, incrementando en 1,227 gCO₂/m²d entre los años 2015 y 2016; mientras que el mayor incremento que se tuvo fue 5,437 gCO₂/m²d entre el año 2016 y 2017, para luego tener flujos con pocas variaciones y aparentemente constantes.

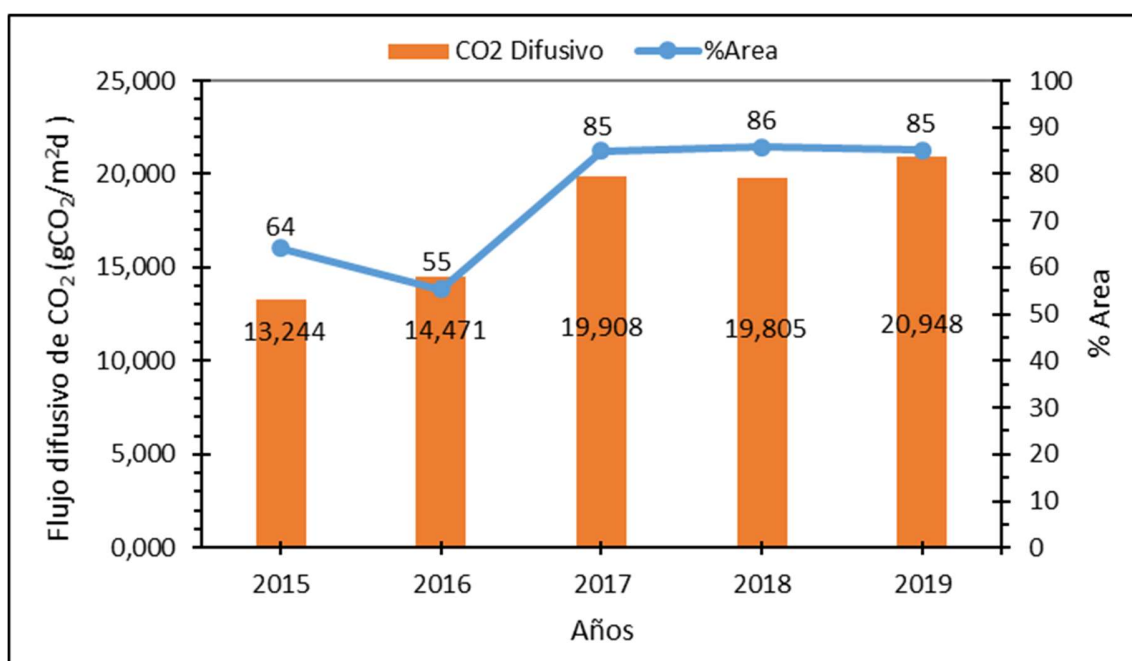


Fig. 19. Flujos difusivos de dióxido de carbono en el embalse Topocoro. *Nota: el número de estaciones en 2015 y 2016 fue de 6, y a partir de 2017 se incrementó a 8; para CO₂ y CH₄ (Fig. 20).*

Relacionando el comportamiento de los flujos de CO₂ con el porcentaje de llenado del embalse, y aunque se tuvo una disminución en el porcentaje de llenado de 64 a 55% entre los dos primeros años, se evidenció un aumento en los flujos de CO₂. A partir del 2017 y durante los próximos años, se presentó una estabilidad en el llenado del embalse con un promedio de 85.3%, donde también se tuvo el mismo comportamiento en los flujos de CO₂; mostrando

una relación proporcional entre el CO₂ emitido a medida que el embalse tenía una mayor cobertura superficial.

La degradación de la materia orgánica disuelta, suspendida y sedimentada, a medida que aumenta el nivel de llenado del embalse Topocoro, ocurre tanto en condiciones óxicas como anóxicas, de manera estratificada sobre la columna de agua, mediante reacciones de oxidación de la materia orgánica en la parte superior del embalse y de reducción en la parte más profunda. Las estratificaciones tróficas, térmicas e influenciadas por la presencia o ausencia de oxígeno y de acuerdo con la temperatura, principalmente; determinan cómo, de qué manera y en qué cantidad se emiten los gases de efecto invernadero en un embalse o lago natural.

Un mayor porcentaje de llenado del embalse, tiene una influencia directa en la altura de la columna de agua por donde se transportan hasta la interfaz aire-agua, flujos de CO₂ y CH₄, de manera difusiva para el CO₂ (Fig. 19) y el CH₄ (Fig. 20) y por burbujeo sólo para el CH₄ (Fig. 20) por cambios de presión en la profundidad del embalse. Lo cual implica una influencia en los flujos de estos gases debido a una mayor interacción fisicoquímica, biológica o por condiciones físicas de presión y temperatura; a lo largo de la columna de agua, principalmente para los gases emergentes desde el fondo del embalse, por tener un mayor tiempo de exposición a reacciones en el agua hasta su liberación en la superficie.

Aunque el llenado del embalse depende de actividades de control y operación para la generación de energía, de las condiciones hidrológicas y climáticas presentes en el momento del llenado y evolución del embalse, y además; de las condiciones topográficas y de localización (latitud) (Barros et al., 2011), se tienen zonas específicas con más profundidad y otras con menor profundidad e influencia sobre la creación de condiciones favorables y propicias para la generación de los gases de efecto invernadero; según sea el caso.

Un factor importante que también influye en el aumento de los flujos de CO₂ a través del tiempo, es la penetración de la intensidad de luz sobre la zona fótica al tener una mayor área, así a partir del año 2017 (Fig. 19), aumentó la zona de fotosíntesis (zona fótica) en la generación de CO₂ e intercambio de gases como O₂ y CH₄ en la columna de agua.

Cambios en la densidad del agua influenciada por una mayor cobertura en gran medida por la temperatura tanto en el agua como en el aire (introducida por la velocidad del viento) también influyen en los flujos difusivos de CO₂ y CH₄, de manera directa incrementando

estos flujos, debido al aumento de mezclas en el agua, y de la turbulencia provocada por las olas en algunas partes donde el viento ejerce movimiento dadas las condiciones topográficas. La escorrentía como una fuente aportante de materia orgánica, sales y nutrientes transportados a través de la lluvia que impacta el suelo, y que luego llega al embalse desde las laderas, con más facilidad si no hay una cobertura vegetal o zonas de protección y de reforestación que puedan disminuir estos procesos; adicionan más carbono al agua, que puede ser susceptible a la generación de CO₂, y también lo cercano a la zona litoral, en el suelo se puede depositar sedimento, proporcionando más materia para la generación de CH₄ en estas áreas.

Aunque por criterios normativos y ambientales, en países como Colombia se deben tener franjas de conservación y reforestación alrededor del embalse, para evitar también la erosión del suelo siempre que las condiciones del terreno lo permitan. Este tipo de situaciones pueden estar condicionadas también, a otros usos que de manera secundaria y posterior al objeto central de generación de energía se pueda presentar la utilización de algunas superficies con fines turísticos, por lo que se propende a deforestar y a descargar aguas residuales domésticas o incluso industriales (World Bank, 2017), sin ningún tratamiento en varios de los casos; incrementando la materia orgánica susceptible a generar gases de efecto invernadero (Fig. 19 para CO₂ y Fig. 20 para CH₄) en el embalse. Es una situación que puede tener influencia en un futuro para este embalse u otros embalses en el mundo.

Como parte del proceso del llenado del embalse, se tiene que la inundación del suelo y la biomasa vegetal y animal se lleva a cabo mediante la transformación de un sistema lótico en léntico, como un nuevo escenario ambiental en donde fuera de la disponibilidad del carbono en los afluentes (aguas arriba) del nuevo sistema, se tiene una mayor disponibilidad de carbono (carbon stock), que es susceptible a generar aumentos en la generación de gases de efecto invernadero no solo en el embalse sino también aguas abajo y en la descarga (World Bank, 2017); cuando el agua ya ha sido utilizada para la generación de energía.

Posiblemente con un aumento o disminución anual, del porcentaje de llenado del embalse Topocoro, se puede analizar cómo fluctúan los flujos de gases de efecto invernadero, en un estudio que comprenda más años y monitoreos.

8.4.2 Flujos difusivos y de burbujeo de metano en el embalse

Considerando de manera conjunta en la Fig. 20, los flujos difusivos y de burbujeo de metano, se aprecia que, durante los 5 años de monitoreo, iniciando en el 2015, se tuvo presencia de flujos de metano por burbujeo, que variaron entre 0,058 y 0,159 gCH₄/m²d.

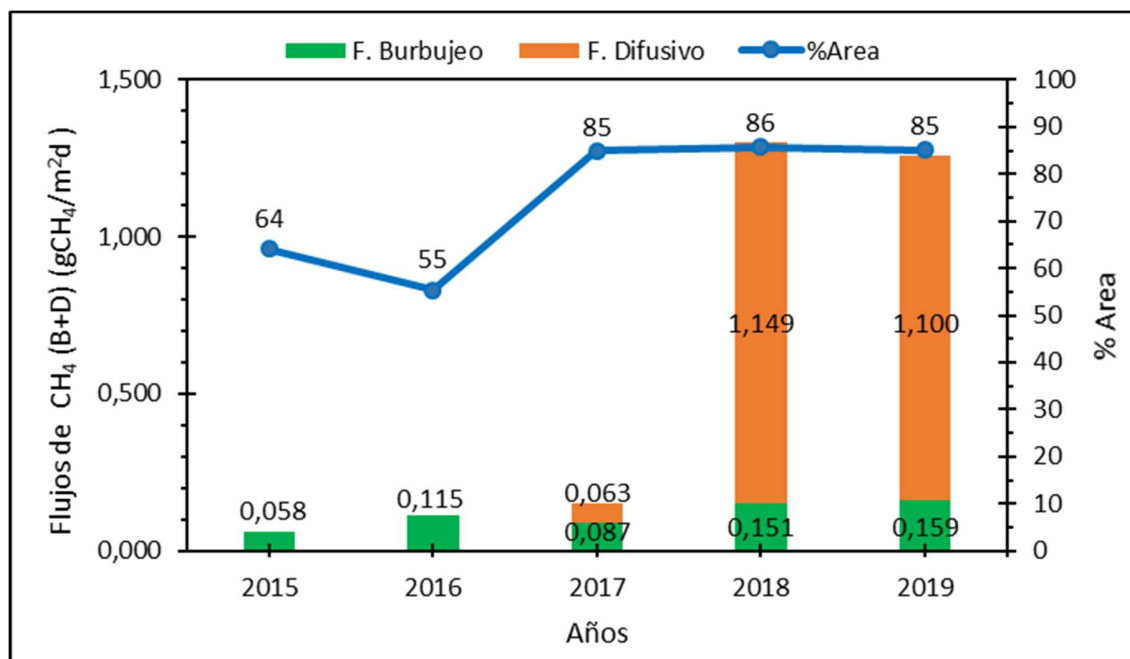


Fig. 20. Flujos difusivos (D) y de burbujeo (B) de metano en el embalse Topocoro.

El flujo difusivo de metano aumentó notablemente cuando el embalse alcanzó el 85% de su capacidad, en cambio el burbujeo aumentó ligeramente, lo que indica que el aumento en la magnitud de este último prácticamente no depende de volumen de llenado del embalse. Al respecto, a medida que el CH₄ asciende sobre la columna de agua, la temperatura aumenta y se tiene menos presión, lo que favorece la formación de burbujas del CH₄ que se ha formado como parte de la materia orgánica en degradación que tiene condiciones de mayor disponibilidad para ello sobre la columna de agua.

En la condición de difusión del CH₄, al tener un mayor volumen se aumenta la altura de la lámina de agua y a la vez misma la presión sobre el agua, la materia orgánica y el sedimento que se encuentra en el fondo del embalse y ello facilita la difusión.

Hay evidencia de una relación directa entre la temperatura (menor magnitud) y la tasa de formación de CH₄ en sedimentos de lagos y ríos, aumentando la difusividad de este gas

(Isidorova et al., 2019) y contemplar que los procesos metanogénicos se activan con el aumento de la temperatura con la ecuación de Arrhenius; además de considerar que la aclimatación y estabilización de bacterias metanotróficas en el medio necesitan más tiempo y la oxidación del CH₄ puede volverse significativa solo varios meses después del llenado del embalse, de manera aproximada y similar a como lo argumenta y estudian Abril et al., (2005) en el monitoreo de los GEI en los primeros 10 años del embalse Tropical Petit Saut. Procesos donde el oxígeno que en un inicio podían consumir más CH₄ difusivo (en la oxiclina) y junto con la fotooxidación podían disminuir este gas en la superficie del agua (Abril et al., 2005), fueron superados por la tasa de formación de CH₄ cuando aumentaba la edad del embalse y los procesos de descomposición de la materia orgánica (Fig. 20) al aumentar el área de llenado.

Isidorova et al., (2019) describen que, la mayoría del CH₄ se produce con la materia orgánica autóctona (derivada de plantas acuáticas y fitoplancton) que de la materia orgánica alóctona (derivada de plantas y suelos), estableciendo que potencialmente en Topocoro, a medida que el sedimento y la materia orgánica derivada de la biomasa y el suelo inundado se descomponían al adquirir más tiempo de retención; su influencia en la generación de GEI se empezó a evidenciar a partir del año 2017 cuando fueron más notorios los flujos de CH₄ difusivo.

Durante los tres años donde se presentan ambos flujos de metano, 72.6% hace referencia a los flujos difusivos y el 27,4% corresponde a flujos por burbujeo.

Al tener en cuenta la presencia y el aumento de los flujos por burbujeo, desde el primer año de llenado de Topocoro, y que también se incrementa la presión influenciada por una mayor columna de agua, teniendo un mayor porcentaje de área inundada; se favorece con el paso del tiempo la solubilidad del metano generado en el fondo del embalse vía metanogénesis (en el sedimento), y la liberación de este en la interfaz aire-agua se puede dar al ser sometido de manera continua a reacciones de oxidación a medida que emerge a la superficie y al pasar por la zona trófica con condiciones óxicas y con la presencia de las bacterias metanotróficas (Abril et al., 2005; Yang et al., 2015). Lo cual ocurre tanto para flujos por burbujeo y difusivos en la zona donde hay una mayor productividad, dada una mayor temperatura (en el epilimnio), como flujos que se generan en el fondo del embalse por el suelo, la biomasa y el

sedimento que tienen materia orgánica en procesos de descomposición en condiciones anóxicas y menores temperaturas que en la capa superior (hipolimnio) (Li & Zhang, 2014a). La presencia de los flujos difusivos de CH₄ a partir del tercer año del llenado del embalse y no desde el inicio, identifica que el aumento de la presión sobre las moléculas de CH₄ que en un inicio se había empezado a generar como burbujas, han hecho posible solubilizar parte de estas en el agua al tener un porcentaje de llenado promedio de 85,3% para cuando estas clases de flujos empiezan a tener más importancia por su aporte en el aumento de las emisiones. A su vez, el World Bank (2017) destaca que para la emisión de flujos por burbujeo no es exclusivamente necesaria una alta profundidad, debido a que estos empiezan a generarse en bajas proporciones sobre estas condiciones; con la presencia de condiciones ambientales para que bacterias metanotróficas puedan transformar el carbono a través de procesos de metabolización.

La estratificación térmica entre la capa del hipolimnio y el epilimnio, interviene en las emisiones de CH₄ por burbujeo y flujo difusivo, y el metano generado por burbujeo en el fondo del embalse. Al ser transportado por la columna de agua y pasar por la zona del epilimnio está sujeto a ser solubilizado por una temperatura más baja (cuando se presentan las condiciones), y es una de las razones por la cuales al inicio del llenado no se tenían flujos difusivos, pero con el paso del tiempo, la materia orgánica depositada en el fondo del embalse empezó a emitir mayores cantidades de CH₄ por burbujeo y sobre la columna de agua factores físicos como la menor temperatura que empezaron a disolver las burbujas de CH₄ sobre una capa más amplia del epilimnio, favorecida por tener más área y volumen de contacto con la luz solar, siendo una fracción del CH₄ susceptible a oxidarse a CO₂ (World Bank, 2017).

Otros embalses en condiciones tropicales como Petit Saut, tuvieron presencia de flujos difusivos y por burbujeo a partir del primer año de llenado, en un estudio realizado por Abril et al., (2005) durante 10 años de monitoreos (entre 1994 y 2003), en comparación con Topocoro que tuvo un inicio de emisiones difusivas a partir del tercer año de llenado.

Es importante tener en cuenta que, el embalse Topocoro, que se comporta como un reactor biológico, cuando se incrementó el llenado se aumentaba el volumen de agua incrementando las emisiones de gases de efecto invernadero, debido a la mayor cantidad de materia orgánica que se transforma a CO₂ y CH₄.

De acuerdo a la batimetría y forma del embalse, el tiempo de retención en algunas pocas zonas pueden ser inundadas de manera diferencial a la zona limnética del embalse (World Bank, 2017), donde el flujo del agua que proviene de los afluentes puede ser más lento, y ante ello sobre estos sitios se producen más gases de efecto invernadero; al tenerse tiempos de retención variables al estándar del embalse. Situación que puede suceder principalmente en la zona litoral del embalse, donde la variación de suelo inundado y seco de manera periódica pueden dar lugar a la formación de sedimentos, y a generar flujos de CH_4 y CO_2 (Fearnside y Pueyo, 2012; Hertwich, 2013; Li et al., 2018) y se cambia continuamente la mineralogía del suelo, influyendo principalmente en las emisiones de CH_4 (Yang et al., 2015).

8.4.3 Emisiones brutas anuales en el embalse Topocoro

En la Fig. 21 se establecen las emisiones de gases de efecto invernadero presentes en el embalse, durante los primeros años y a través de la influencia mutua de los flujos difusivos de CO_2 y CH_4 y el burbujeo de CH_4 , como $\text{tCO}_2\text{eq/año}$.

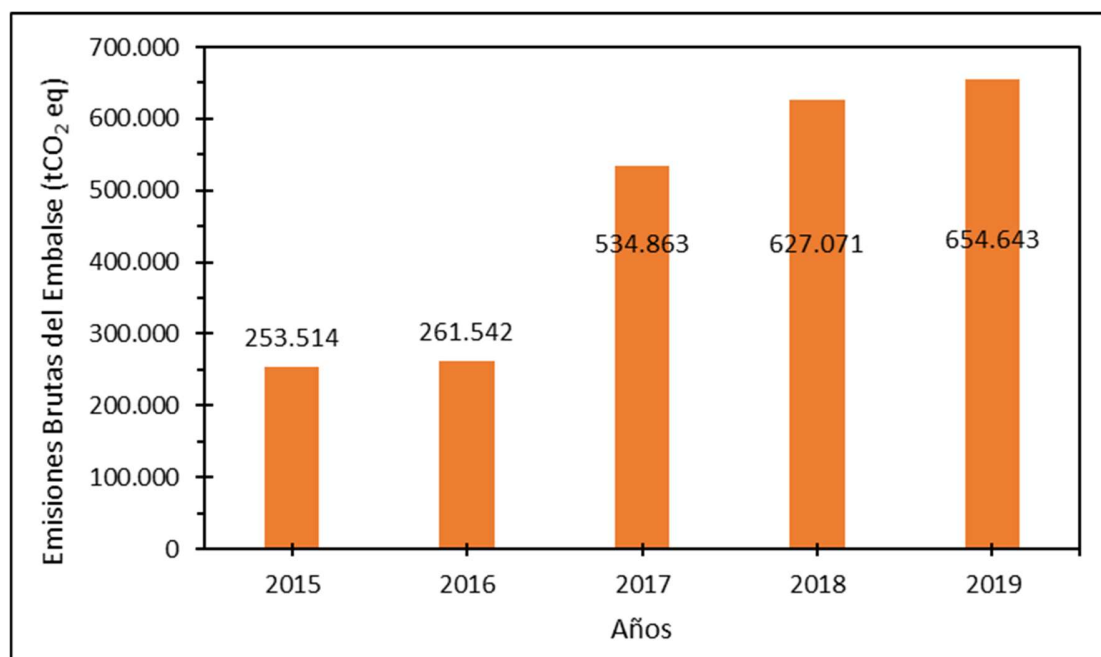


Fig. 21. Emisiones brutas anuales en el embalse.

En la Fig. 21, el crecimiento de las emisiones de gases de efecto invernadero inicia con 253.514 tCO₂eq en el año 2015 y finaliza con 654.643 tCO₂eq en el 2019, siendo notable cómo las emisiones se incrementaron con el paso de los años. Y tuvo un incremento más notorio en el 2017, cuando se pasa de 261.542 a 534.863 tCO₂eq/año, duplicando la magnitud de la emisión a causa de que, de manera diferencial, en este año se presentó un incremento del 30% del área de llenado del embalse; como se muestra en las Fig. 19 y Fig. 20 por la demarcación de los puntos.

A razón del aumento del área de llenado, aumentaron los flujos difusivos de CO₂ más que los de burbujeo de CH₄, aunque para ese mismo año haya empezado a emitirse CH₄ difusivo (Fig. 20). Este último no tuvo un mayor impacto en las emisiones totales, aunque el metano tenga un potencial de calentamiento 25 veces mayor al CO₂ (UNESCO/IHA, 2010).

En este mismo año (2017), el predominio de reacciones fotosintéticas y de la degradación y oxidación de la materia orgánica se reflejó a través del aumento de los flujos difusivos (Fig. 19) y por esta razón, de manera global como se representa en la Fig. 21, se duplica las emisiones anuales, más que por los flujos de CH₄, que de manera integrada hicieron que aumentara de manera determinante a partir del año 2018 con 627.071 y en 2019 con 654.643 tCO₂eq/año (Fig. 21); respectivamente (Fig. 20).

En otros enfoques, en los procesos de descomposición de la materia orgánica, se tiene que estos se dan también de acuerdo con los pesos moleculares según las estructuras químicas que posean las diferentes especies vegetales sumergidas, en donde primero se presenta una etapa de descomposición microbiana, conocida como hidrólisis enzimática; que ocurre antes de iniciar la biodegradación a metabolitos intermedios orgánicos de bajo peso molecular. Estos metabolitos después producen CO₂-CH₄ (procesos anaerobios) o CO₂ (procesos aerobios), y ante ello, en los años 2015 y 2016; potencialmente se pudieron formar los metabolitos de peso bajo y medio, en los que para el incremento de las emisiones desde el 2017 estos últimos pudieron tener más relevancia en el proceso de formación de CO₂ y CH₄. Las condiciones climáticas e hidrológicas son factores importantes en las emisiones de GEI, al igual que la evolución del embalse en el tiempo, la variación del llenado del embalse y la degradabilidad y cantidad de materia orgánica presente en el agua y sedimentada. Se alcanzan los mayores niveles de emisiones de gases durante los primeros 5-15 años de inundación

(World Bank, 2017) y luego disminuyen de manera exponencial hasta tener un comportamiento estable en donde la disponibilidad de carbono sea limitada.

Para Colombia, este estudio marca un importante aporte al conocimiento de las emisiones de un embalse hidroeléctrico en condiciones tropicales, teniendo en cuenta que (Li & Zhang, 2014a) indican que, dentro de estos sistemas ambientales y generadores de electricidad, las emisiones de CO₂ son más representativas y dominadas por los embalses tropicales, mientras los boreales y temperados contribuyen en menor porcentaje en las emisiones. Sin embargo, el criterio de las emisiones de los embalses en la generación de energía no son solo las condiciones únicas de los estudios de estos sistemas, debido a que la densidad de potencia que caracteriza a estos, relacionada con la intensidad de gases tiene una importante denotación de la real contribución a los gases de efecto invernadero y a la capacidad de producción de energía, de manera conjunta, como se discute en las Fig. 22 y Fig. 21.

Como en China (Li et al., 2018), en Topocoro Colombia también se eliminó una parte de la biomasa vegetal a inundar, para prevenir y disminuir la formación de emisiones de gases de efecto invernadero, tener menos material susceptible a disolverse en el agua del embalse y que pudiera causar problemas de eutroficación y disminuyendo también material orgánico para la sedimentación, el cual disminuye con el paso del tiempo la capacidad del volumen del embalse.

Una mayor profundidad hará que haya más presión y los flujos por burbujeo se manifiesten, teniendo en cuenta que el CO₂ tiene una solubilidad más alta que el CH₄, el burbujeo se dará en bajas proporciones incluso en aguas poco profundas. La extensión del agua en la zona litoral permite tener más superficie inundada formando lugares propensos para una mayor sedimentación (World Bank, 2017).

8.4.4 Relación entre intensidad de gases de efecto invernadero y generación de energía

En la Fig. 22, se relaciona la intensidad de gases de efecto invernadero y la generación de energía durante los primeros 5 años del embalse Topocoro, y aunque la intensidad de gases tiene de manera implícita el relacionamiento directo con la energía producida, se muestra de forma diferencial, que no necesariamente el aumento de la producción de energía tiene

influencia en el incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero; como se puede ver en el año 2017.

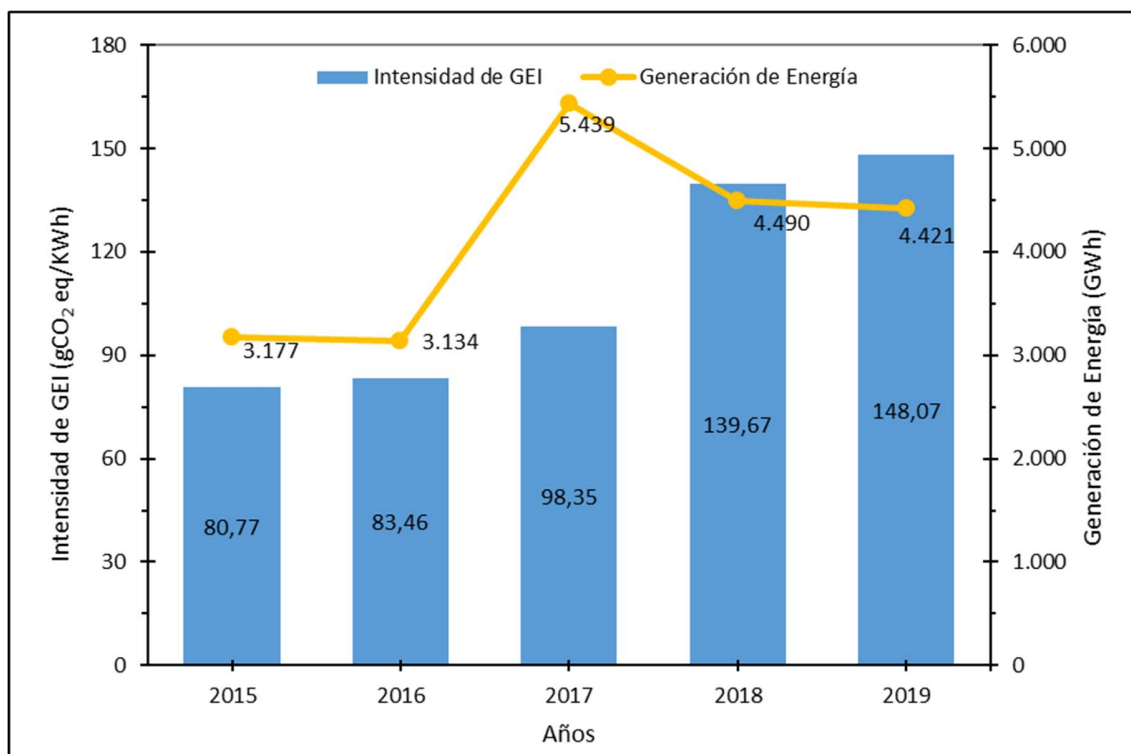


Fig. 22. Relación entre intensidad de gases y generación de energía.

La generación de energía en los dos primeros años se mantiene relativamente estable, entre 3.177 y 3.134 GWh, y luego aumenta a 5.439 GWh en el 2017, pero disminuye a 4.490 GWh en el 2018 y en el 2019 se tienen 4.421 GWh. Específicamente, el año 2017 muestra que no se presenta una relación directa en este tema porque independiente a la intensidad de gases, se tuvo una mayor cantidad de energía producida.

Al respecto, la intensidad de gases aumenta desde 80,77 en el año 2015 hasta 148,07 gCO₂eq/kWh en el 2019, y durante los años 2015 y 2016, y 2018 y 2019; respectivamente, su comportamiento es estable en comparación con la generación de energía, pero en el 2017, con una intensidad de 98,35 gCO₂eq/kWh se presenta la mayor generación de energía en el período de evaluación de los 5 años después del llenado. Estos resultados, muestran que, en ocasiones hay situaciones independientes entre la generación de energía y la intensidad de

gases, dependiendo de actividades de control y operación de la planta de generación y no debido al llenado del embalse o las emisiones mismas de gases de efecto invernadero.

Resulta importante resaltar que, cuando se terminó los muestreos en Topocoro para el presente trabajo, estaba en los primeros 5 años de post-llenado, de generación de energía y a la misma vez de inundación del suelo y la biomasa generando emisiones de CO₂ y CH₄ a diferentes tasas, como se muestra en la Fig. 19 y Fig. 20; que varían con el porcentaje de llenado de una superficie con biomasa nueva y una alta disponibilidad de carbono y no como en otros posibles casos o en embalses con mayor edad, en donde gran parte de la degradación de esa biomasa ya se ha estabilizado.

En un estudio desarrollado por Khan et al., (2018) en Nueva Zelanda, identificaron que la intensidad de gases puede variar debido a la condición espaciotemporal y climática, y dependiendo de la fuente de energía que se genere. En Nueva Zelanda, donde la generación de energía está dominada en un 57% por hidráulicas (embalses), para el 2015 (81% como energías renovables), hicieron un monitoreo de la intensidad a escalas diaria, mensual y anual en ese mismo año encontraron que esta puede variar dependiendo de la época, tanto a nivel diario y mensual de manera asociada a las demandas de energía para cada periodo.

La generación de energía a nivel diario puede variar entre las diferentes horas del día, siendo menor sobre aproximadamente las primeras 6 horas del día, mientras que otras fuentes de energía tiene un comportamiento con tendencia más constante en su generación. A la vez que en términos mensuales y relacionado con las estaciones climáticas presentes en este tipo de países, en otoño y verano existe un importante aumento de la intensidad, mientras en 2014 el verano fue menor y el máximo fue en otoño, y en el 2013 verano fue el menor y el máximo fue otoño (Khan et al., 2018).

Teniendo en cuenta lo anterior, se comprende que la intensidad y generación de energía de Topocoro puede variar no necesariamente a través de un análisis de 4 estaciones climáticas, pero sí a partir de las épocas seca y de invierno, esta última no a condiciones menores a 0°C, sino más bien por condiciones de demanda de energía en Colombia, porque la población colombiana no tiene una necesidad explícita de calefacción. Al respecto, estudios internacionales han demostrado que mayores demandas (energéticas) se asocian con mayores intensidades de carbono (como GEI) (Khan et al., 2018).

Las condiciones que hacen que la intensidad de emisiones de una fuente de energía como la hidráulica en embalses, no se refiere solamente a la demanda, sino también la descomposición de la materia orgánica, las condiciones climáticas, las condiciones cinéticas, químicas y biológicas, así como también el funcionamiento técnico de la central hidroeléctrica en la generación de energía.

De otra manera, Khan et al., (2018) evaluaron correlaciones entre intensidades de carbono (Intensidades de emisiones de GEI) y demanda de energía en Nueva Zelanda en el 2015, en un análisis de proporciones marginales de generación, los cuales revelan la relación entre los cambios de generación de energía de una fuente en particular dentro del total de generación y se tuvo que no había una correlación directa para diésel, eólica y biomasa. Mientras, correlaciones significantes se encontraron para fuentes hidráulicas ($R^2=0,926$), y luego el gas ($R^2=0,466$), una baja correlación para geotérmica ($R^2=0,004$) y muy baja para el carbón ($R^2=0,162$). Posiblemente en un futuro próximo, con más datos de monitoreo de Topocoro, pueda ser posible determinar con más certeza y robustez se presentan o no correlaciones entre intensidad de carbono y demanda de energía.

8.4.5 Comparación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero de embalses tropicales y Topocoro durante los primeros 5 años.

La Fig. 23, ajustada con datos de Topocoro, se modificó de un estudio realizado por Demarty & Bastien (2011), para poder incluir a Topocoro dentro de un grupo de embalses tropicales y de relevancia a nivel mundial y así realizar un análisis complementario dentro de un grupo representativo de embalses con condiciones climáticas, como boreales, templados, subtropicales y en este caso tropicales (Barros et al., 2011).

En función de la edad de Topocoro, se compara de manera específica con embalses de la misma edad, en embalses de Brasil (10) y de Guyana Francesa (Petit Saut).

La intensidad de emisiones de Topocoro comparada con el embalse Miranda, a un año de edad, fue 15 gCO₂eq/kWh menor. Mientras a esa misma edad, con respecto a Serra da Mesa, fue menor en 172 gCO₂eq/kWh.

Topocoro superó a Xingó en 132 gCO₂eq/kWh, con una edad de 4 años. El embalse Segredo fue menor en 132 gCO₂eq/kWh, con una edad de 6 años; aunque Topocoro tenía 5 años en

el momento de este estudio. El embalse Tucuruí tiene dos intensidades de referencia, la primera a 5 años, con un valor superior de 1.220 gCO₂eq/kWh de diferencia sobre Topocoro. Mientras que, a los 14 años, todavía continuaba siendo mayor a Topocoro, con una magnitud de 473 gCO₂eq/kWh.

En otro enfoque, para los embalses que no se compararon directamente con la intensidad de emisiones y para la misma edad o semejante; según Demarty & Bastien (2011), se tuvo que las demás intensidades fueron mucho mayores a la de los embalses con edades superiores a los 5 años de Topocoro, como Barra Bonita, Samuel, Tres Marías y Balbina.

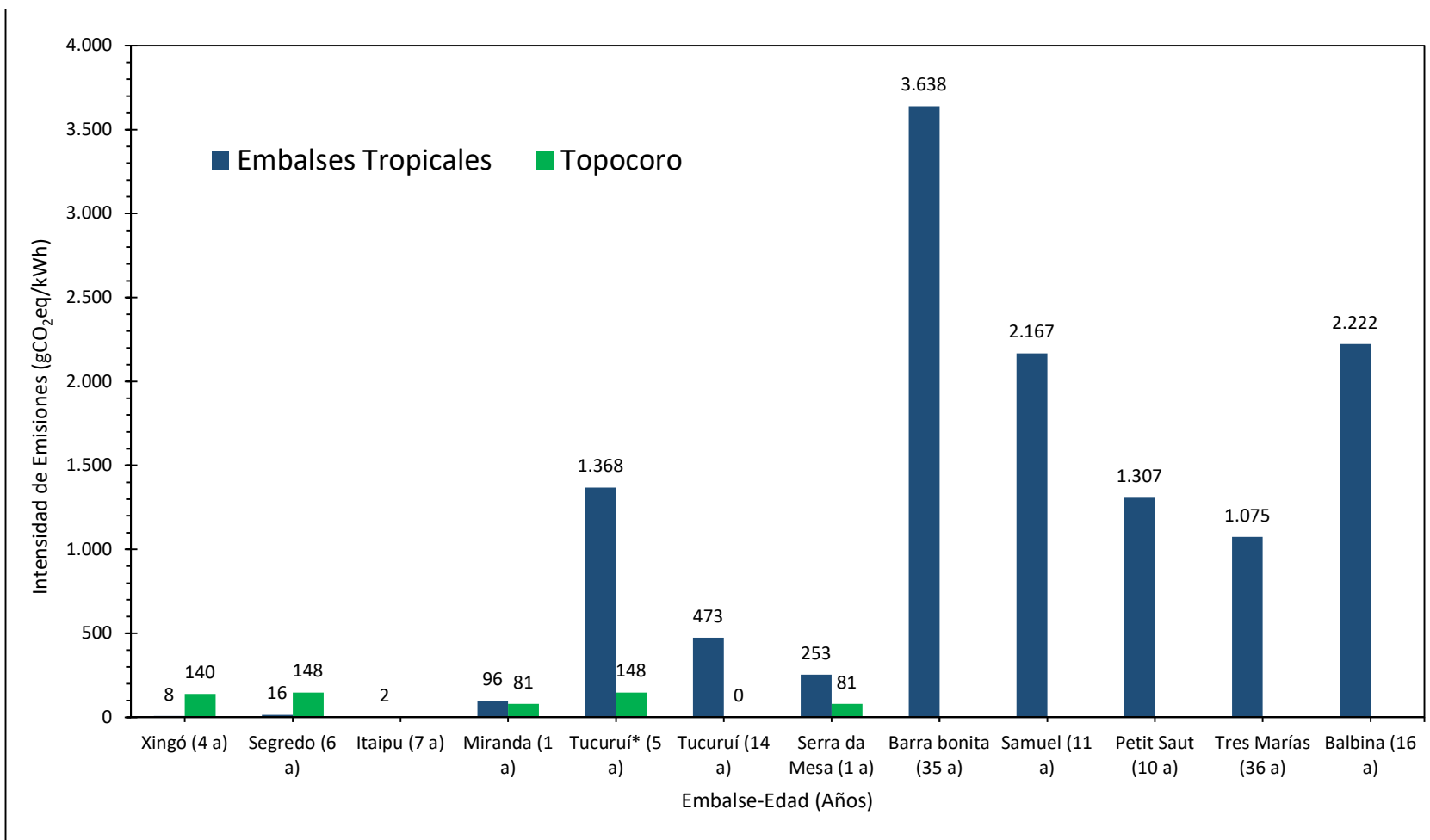


Fig. 23. Comparación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero de embalses tropicales y Topocoro. Ajustado y modificado de la Fig. 4 (Demarty & Bastien, 2011).

Desde este punto de vista, Topocoro tuvo intensidad de emisiones mayores a Xingó y Xegredo, pero menores a Miranda, Serra de Mesa y Tucuruí a los 5 y a los 14 años; y específicamente en este último y a una edad de 5 años.

Tucuruí disminuyó la intensidad de gases de 1.368 gCO₂eq/kWh cuando tenía 5 años a 473 gCO₂eq/kWh a los 14 años, en aproximadamente 3 veces su magnitud. Lo que implica que bajo una generación constante de energía de 21.000 GWh/año, las emisiones de gases disminuyeron de 28.730 a 9.940 tCO₂eq x10³ según datos de Demarty & Bastien (2011). Esto quiere decir, que bajo el concepto de que las emisiones disminuyen considerablemente en 5-15 años (World Bank, 2017), también para el caso de Topocoro se espera que disminuyan y por lo tanto se tengan menores intensidades de emisiones que las que se tuvieron para el año 2019.

Se observa en la Fig. 23 que las intensidades de los embalses estudiados por Demarty & Bastien (2011), se dan entre 2 y 4.100 gCO₂eq/kWh. Con valores muy superiores a los encontrados en Topocoro.

Brasil, Canadá (World Bank, 2017) y China (Li et al., 2018; Z. Li et al., 2017; Wen et al., 2017) son los países que más han desarrollado estudios de emisiones de gases en el mundo y por ello, en términos de embalses tropicales, subtropicales y templados resulta interesante analizar y comparar emisiones que comprenden ciertas similitudes de Topocoro con embalses de países como Brasil.

8.4.6 Relación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero y la densidad de potencia en embalses hidroeléctricos tropicales.

Con los embalses tropicales que se comparó Topocoro en la Fig. 23 e información registrada por Demarty & Bastien (2011), se construyó la Fig. 24, en la cual se compara la densidad de potencia con la intensidad de gases de efecto invernadero y con el embalse Topocoro para tener un análisis dentro de un enfoque grupal de embalses localizados en Suramérica con condiciones climáticas similares.

Las intensidades de los 5 años de monitoreo de Topocoro se incluyeron en la Fig. 24, para tener visualización general de estas y comparar de esta manera también, con los demás

embalses de Brasil y Petit Saut de Guyana Francesa, mientras en la Fig. 23 se realizó a través de las edades.

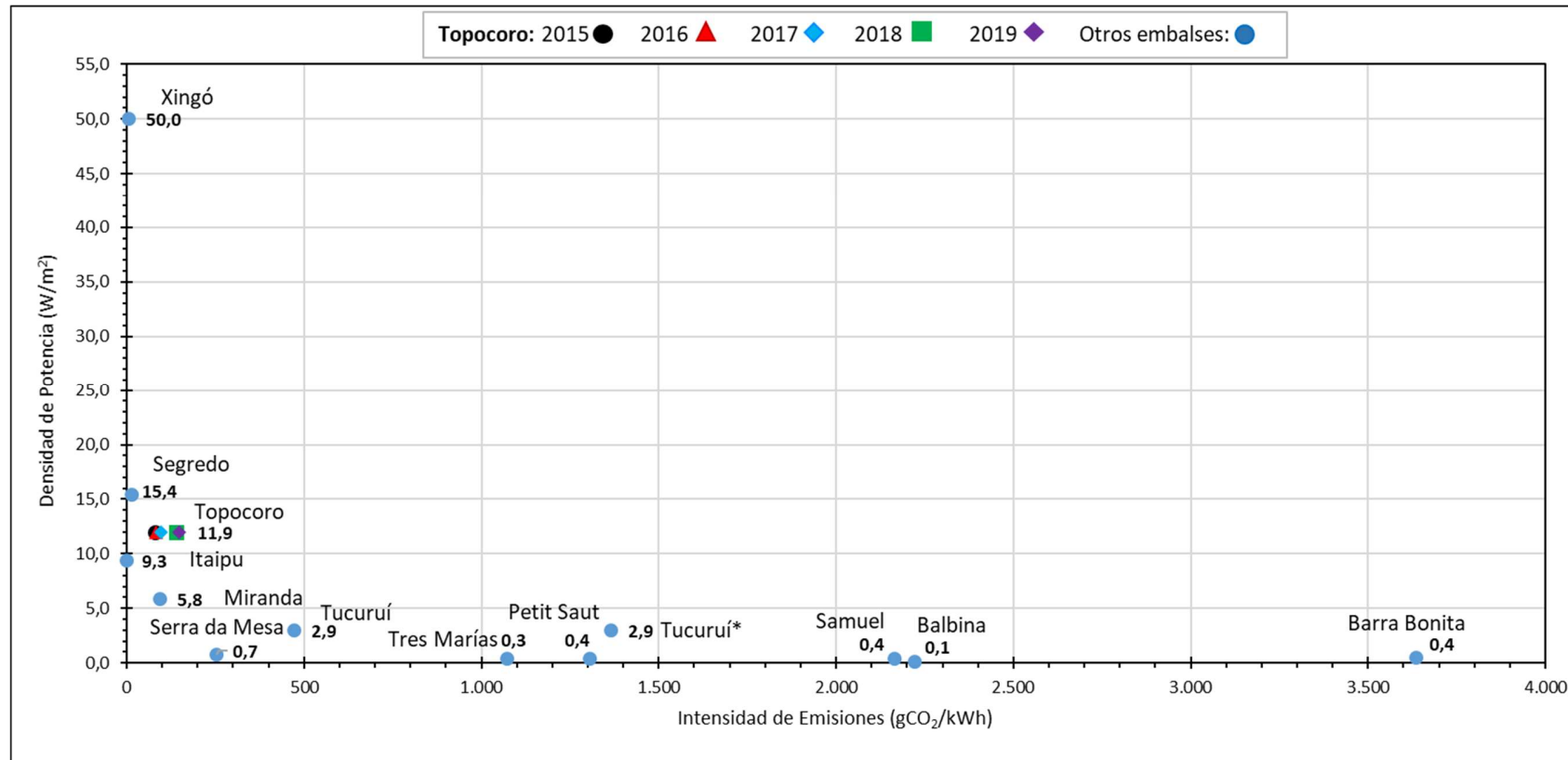


Fig. 24. Relación entre la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero y la densidad de potencia en embalses hidroeléctricos tropicales.

Se observa que el embalse que tiene mayor densidad de potencia en relación a la intensidad de gases es Xingó, mientras Barra Bonita es el que tiene una situación totalmente inversa. En donde, Topocoro tiene la tercera densidad de potencia ($11,9 \text{ W/m}^2$) y de manera prudente una de las menores intensidades de gases dentro del grupo representado en la Fig. 24, y que de manera específica se puede detallar en la Fig. 23.

Embalses como Barra Bonita ($0,4 \text{ W/m}^2$), Balbina ($0,1 \text{ W/m}^2$), Samuel ($0,4 \text{ W/m}^2$), Petit Saut ($0,4 \text{ W/m}^2$) y Tres Marías ($0,3 \text{ W/m}^2$) (de manera descendiente) tuvieron las mayores intensidades de gases de efecto invernadero en comparación con la densidad de potencia, que fueron menores entre otros embalses, a Topocoro.

De acuerdo a lo anterior, los embalses hidroeléctricos con mayores densidades de potencia, se tienen intensidades de emisiones de gases de efecto invernadero menores, donde la intensidad dependerá también de la evolución de las emisiones en el tiempo, como se tiene con Tucuruí a los 14 y a los 5 años (Fig. 23 y Fig. 24), y de la misma manera con respecto a Topocoro, durante los 5 años de monitoreo.

8.5 ASPECTOS A RESALTAR DEL PROYECTO TOPOCORO

Este es uno de los primeros estudios disponibles sobre las emisiones de gases de efecto invernadero en un embalse hidroeléctrico joven de Colombia, en condiciones tropicales, y donde se compara Topocoro con embalses de Brasil y uno de Guayana Francesa, todos con características tropicales, en función de la intensidad de gases y la densidad de potencia.

Este estudio es un aporte importante al conocimiento del sector energético de Colombia en relación a las fuentes de energía renovable, especialmente de carácter hidráulico. Además, como aportante al conocimiento de información a futuros inventarios de carbono, en un esfuerzo por tener fuentes de energía alternativas a las fuentes fósiles, con menores emisiones de gases de efecto invernadero. Así como estima Li & Zhang, (2014b), futuros estudios y monitoreos permitirán tener un conocimiento más amplio de la evolución de las emisiones y la intensidad de gases de efecto invernadero en Topocoro, optimizando la generación de energía en proporción inversa a las emisiones.

8.6 CONCLUSIONES

Las emisiones de GEI en Topocoro se ven favorecidas con el incremento de la superficie de llenado del embalse, con la presencia de flujos difusivos de CO₂ y burbujeo de CH₄ desde el primer año, y el aumento de los flujos difusivos de CH₄ desde el tercer año.

Durante los tres años donde se presentan ambos flujos de metano (difusivo y por burbujeo), el mayor aporte corresponde a los flujos difusivos (72,6%) e indica la presencia de procesos fisicoquímicos y biológicos en la columna de agua; que favorecen más la disolución del CH₄, que la liberación de este por burbujeo.

La intensidad de emisiones de GEI de Topocoro como embalse nuevo aumentó de acuerdo al aumento de llenado, favorecida por tener una mayor cantidad de materia orgánica sumergida y en proceso de degradación por vías de oxidación (CO₂) y de reducción (CH₄).

Con una densidad de potencia de 11,9 W/m² Topocoro fue uno de los embalses tropicales que menores intensidades de GEI tuvo, en el monitoreo de sus cinco primeros años de funcionamiento y de producción de energía (81-148 gCO₂eq/kWh); con respecto a embalses de referencia en edades homólogas en Suramérica. Por lo tanto, es posible establecer que, en este embalse, la generación de energía hidroeléctrica en Colombia tiene condiciones favorables en el aporte a la disminución de GEI dentro de la matriz energética que posee el país.

8.7 REFERENCIAS

- Abril, G., Guérin, F., Richard, S., Delmas, R., Galy-Lacaux, C., Gosse, P., Tremblay, A., Varfalvy, L., Dos Santos, M. A., & Matvienko, B. (2005). Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, 19(4), GB4007. <https://doi.org/10.1029/2005GB002457>
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Pollution Control Federation (WPCF). (2017). Standard Methods for the examination of water and wastewaters. 23th ed. Washington.
- Barros, N., Cole, J. J., Tranvik, L. J., Prairie, Y. T., Bastviken, D., Huszar, V. L. M., del Giorgio, P., & Roland, F. (2011). Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 4(9), 593-596. <https://doi.org/10.1038/ngeo1211>
- Bastien, J., Demarty, M., & Tremblay, A. (2011). CO₂ and CH₄ diffusive and degassing emissions from 2003 to 2009 at Eastmain 1 hydroelectric reservoir, Québec, Canada. *Inland Waters*, 1(2), 113-123. <https://doi.org/10.5268/IW-1.2.349>

- Chai, X., Tonjes, D. J., & Mahajan, D. (2016). Methane emissions as energy reservoir: Context, scope, causes and mitigation strategies. *Progress in Energy and Combustion Science*, 56, 33-70.
<https://doi.org/10.1016/j.pecs.2016.05.001>
- Deemer, B. R., Harrison, J. A., Li, S., Beaulieu, J. J., DelSontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J. F., Powers, S. M., dos Santos, M. A., & Vonk, J. A. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *BioScience*, 66(11), 949-964.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biw117>
- DelSontro, T., Boutet, L., St-Pierre, A., del Giorgio, P. A., & Prairie, Y. T. (2016). Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity. *Limnology and Oceanography*, 61(S1), S62-S77.
<https://doi.org/10.1002/lno.10335>
- Demarty, M., & Bastien, J. (2011). GHG emissions from hydroelectric reservoirs in tropical and equatorial regions: Review of 20 years of CH₄ emission measurements. *Energy Policy*, 39(7), 4197-4206. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.04.033>
- dos Santos, M. A., Damázio, J. M., Rogério, J. P., Amorim, M. A., Medeiros, A. M., Abreu, J. L. S., Maceira, M. E. P., Melo, A. C., & Rosa, L. P. (2017). Estimates of GHG emissions by hydroelectric reservoirs: The Brazilian case. *Energy*, 133, 99-107.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.05.082>
- dos Santos, M. A., Rosa, L. P., Sikar, B., Sikar, E., & dos Santos, E. O. (2006). Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. *Energy Policy*, 34(4), 481-488. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2004.06.015>
- Grinham, A., Dunbabin, M., & Albert, S. (2018). Importance of sediment organic matter to methane ebullition in a sub-tropical freshwater reservoir. *Science of The Total Environment*, 621, 1199-1207. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.108>
- Hertwich, E. G. (2013). Addressing Biogenic Greenhouse Gas Emissions from Hydropower in LCA. *Environmental Science & Technology*, 47(17), 9604-9611.
<https://doi.org/10.1021/es401820p>
- Hoyos Ossa, D. E., Gallego Rios, S. E., Rodríguez Loaiza, D. C., & Peñuela, G. A. (2021). Implementation of an analytical method for the simultaneous determination of greenhouse gases in a reservoir using FID/μECD gas chromatography. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-15.
<https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1900148>
- Isidorova, A., Grasset, C., Mendonça, R., & Sobek, S. (2019). Methane formation in tropical reservoirs predicted from sediment age and nitrogen. *Scientific Reports*, 9(1), 11017.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-47346-7>
- Joyce, J., & Jewell, P. W. (2003). Physical Controls on Methane Ebullition from Reservoirs and Lakes. *Environmental and Engineering Geoscience*, 9(2), 167-178.
<https://doi.org/10.2113/9.2.167>
- Kemenes, A., Forsberg, B. R., & Melack, J. M. (2011). CO₂ emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G3).
<https://doi.org/10.1029/2010JG001465>
- Khan, I., Jack, M. W., & Stephenson, J. (2018). Analysis of greenhouse gas emissions in electricity systems using time-varying carbon intensity. *Journal of Cleaner Production*, 184, 1091-1101. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.309>

- Kumar, A., Yang, T., & Sharma, M. P. (2019a). Greenhouse gas measurement from Chinese freshwater bodies: A review. *Journal of Cleaner Production*, 233, 368-378. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.052>
- Kumar, A., Yang, T., & Sharma, M. P. (2019b). Long-term prediction of greenhouse gas risk to the Chinese hydropower reservoirs. *Science of The Total Environment*, 646, 300-308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.314>
- Li, M., Peng, C., Zhu, Q., Zhou, X., Yang, G., Song, X., & Zhang, K. (2020). The significant contribution of lake depth in regulating global lake diffusive methane emissions. *Water Research*, 172, 115465. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115465>
- Li, S., Bush, R. T., Santos, I. R., Zhang, Q., Song, K., Mao, R., Wen, Z., & Lu, X. X. (2018). Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 147, 13-24. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.053>
- Li, S., Wang, F., Luo, W., Wang, Y., & Deng, B. (2017). Carbon dioxide emissions from the Three Gorges Reservoir, China. *Acta Geochimica*, 36(4), 645-657. <https://doi.org/10.1007/s11631-017-0154-6>
- Li, S., & Zhang, Q. (2014a). Carbon emission from global hydroelectric reservoirs revisited. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(23), 13636-13641. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3165-4>
- Li, S., & Zhang, Q. (2014b). Partial pressure of CO₂ and CO₂ emission in a monsoon-driven hydroelectric reservoir (Danjiangkou Reservoir), China. *Ecological Engineering*, 71, 401-414. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.014>
- Li, Z., Lu, L., Lv, P., Du, H., Guo, J., He, X., & Ma, J. (2017). Carbon footprints of pre-impoundment clearance on reservoir flooded area in China's large hydro-projects: Implications for GHG emissions reduction in the hydropower industry. *Journal of Cleaner Production*, 168, 1413-1424. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.091>
- Loaiza M. S. P. (2016). Cuantificación de gases de efecto invernadero generados en represa y embalses tropicales: caso Calima, Valle del Cauca. Trabajo de investigación de Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad de ingeniería y administración. Escuela de Posgrados. Universidad Nacional de Colombia.
- Lopera, L. M., Oviedo, L. M., Rodríguez, D. C., & Peñuela, G. A. (2016). Aplicacion de ensayos en discontinuo para la determinacion de flujos de metano y dióxido de carbono en la degradacion del material vegetal en el embalse Topocoro. *Ingenierías USBmed*, 7, 67+.
- Lu, S., Dai, W., Tang, Y., & Guo, M. (2020). A review of the impact of hydropower reservoirs on global climate change. *Science of The Total Environment*, 711, 134996. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134996>
- Miranda, I. N. G., Macías, F. V., & Peñuela, G. A. (2020). Application of multivariate methods and geostatistics to model the relationship between CO₂ emissions and physicochemical variables in the Hidrosogamoso reservoir, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e1. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1717>
- Ometto, J. P., Cimblaris, A. C. P., dos Santos, M. A., Rosa, L. P., Abe, D., Tundisi, J. G., Stech, J. L., Barros, N., & Roland, F. (2013). Carbon emission as a function of energy generation in hydroelectric reservoirs in Brazilian dry tropical biome. *Energy Policy*, 58, 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.02.041>
- Pokharel, S. (2007). Kyoto protocol and Nepal's energy sector. *Energy Policy*, 35(4), 2514-2525. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.09.015>

- Sims, R. E. H., Rogner, H.-H., & Gregory, K. (2003). Carbon emission and mitigation cost comparisons between fossil fuel, nuclear and renewable energy resources for electricity generation. *Energy Policy*, 31(13), 1315-1326. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(02\)00192-1](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(02)00192-1)
- Sobek, S., DelSontro, T., Wongfun, N., & Wehrli, B. (2012). Extreme organic carbon burial fuels intense methane bubbling in a temperate reservoir. *Geophysical Research Letters*, 39(1), L01401. <https://doi.org/10.1029/2011GL050144>
- Tang, K. H. D. (2020). Hydroelectric dams and power demand in Malaysia: A planning perspective. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119795. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119795>
- Teodoru, C. R., Bastien, J., Bonneville, M.-C., del Giorgio, P. A., Demarty, M., Garneau, M., Hélie, J.-F., Pelletier, L., Prairie, Y. T., Roulet, N. T., Strachan, I. B., & Tremblay, A. (2012). The net carbon footprint of a newly created boreal hydroelectric reservoir. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(2), GB2016. <https://doi.org/10.1029/2011GB004187>
- UNESCO/IHA. (2010). In: Goldenfum, J. A. (Ed), GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs. *IHA*, London, UK. ISBN 978-09566228-08.
- Varol, M. (2019). CO₂ emissions from hydroelectric reservoirs in the Tigris River basin, a semi-arid region of southeastern Turkey. *Journal of Hydrology*, 569, 782-794. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.01.002>
- Wang, F., Cao, M., Wang, B., Fu, J., Luo, W., & Ma, J. (2015). Seasonal variation of CO₂ diffusion flux from a large subtropical reservoir in East China. *Atmospheric Environment*, 103, 129-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.12.042>
- Wen, Z., Song, K., Shang, Y., Fang, C., Li, L., Lv, L., Lv, X., & Chen, L. (2017). Carbon dioxide emissions from lakes and reservoirs of China: A regional estimate based on the calculated pCO₂. *Atmospheric Environment*, 170, 71-81. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.09.032>
- World Bank. (2017). Greenhouse Gases from Reservoirs Caused by Biogeochemical Processes. World Bank, Washington, DC.
- Yang, S.-S., Chen, I. C., Ching-Pao, L., Liu, L.-Y., & Chang, C.-H. (2015). Carbon dioxide and methane emissions from Tanswei River in Northern Taiwan. *Atmospheric Pollution Research*, 6(1), 52-61. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.007>
- Yang, T., Cui, T., Xu, C.-Y., Ciais, P., & Shi, P. (2017). Development of a new IHA method for impact assessment of climate change on flow regime. *Global and Planetary Change*, 156, 68-79. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2017.07.006>
- Zhao, D., Wang, Z., Tan, D., Chen, Y., & Li, C. (2019). Comparison of carbon emissions from the southern and northern tributaries of the Three Gorge Reservoir over the Changjiang River Basin, China. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(4), 515-528. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.01.008>

9 CAPÍTULO 3

PREDICCIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN EL EMBALSE HIDROELÉCTRICO TOPOCORO

RESUMEN

En este estudio se realizó la predicción de las emisiones netas de gases de efecto invernadero (GEI) en un embalse hidroeléctrico Tropical en Colombia, mediante el uso de la plataforma de modelación G-res (V3.1) de la IHA, con la implementación de información propia de la zona de estudio y obtenida de Google Earth Engine. Los resultados estiman que las emisiones netas de GEI corresponden a 30.811 tCO₂e/año (447 gCO₂e/m²/año), donde hay una representación de 87% de CO₂ y 13% a CH₄. La huella neta de GEI del embalse corresponde a 3.547.550 tCO₂e y en su tiempo de vida y como emisiones se tienen 35.475 tCO₂e/año. Se concluye que, según la densidad de potencia de 11,9 W/m² y la intensidad de emisiones de 5,6 gCO₂e/kWh, se evidencian menores magnitudes en comparación con referencias de embalses de la base de datos de G-res, con un valor medio de 18,5 gCO₂e/kWh, y con respecto a embales tropicales del Amazonas (con una media de 39-133 gCO₂e/kWh), lo que permite el cumplimiento de criterios para una fuente de energía sostenible y limpia dentro del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).

Palabras claves: Simulación, G-res Tool, Huella de carbono, Metano, Dióxido de carbono, embalse.

9.1 INTRODUCCIÓN

La hidroelectricidad como energía renovable es una alternativa para minimizar las emisiones de carbono por combustibles fósiles, incrementando su porcentaje dentro de la matriz energética en el mundo, y esperando emitir menores magnitudes de gases (Lu et al., 2020). En los últimos años se ha clasificado este tipo de producción de energía como “no limpia”, como en un comienzo era pensado (Yang et al., 2014), la razón de este planteamiento, es que se han tenido hallazgos donde los embalses hidroeléctricos emiten gases de efecto invernadero (GEI) de manera considerable y comparable con plantas termoeléctricas; dependiendo de varios factores que los hacen emitir más o en otros casos menos gases, y ambos argumentos y hallazgos tienen cabida en el desarrollo de estudios y la construcción del conocimiento sobre el tema (Prairie et al., 2018).

Con el paso del tiempo ha resultado importante determinar el impacto de la construcción de la presa y todas las estructuras y cambios que se tienen en las condiciones iniciales de las emisiones de los GEI en los ríos, y desarrollando avances en la diferenciación dentro de las emisiones

“brutas” y “netas” de los GEI, en donde varios autores se han enfocado a establecer mediciones sobre la interfaz aire-agua del embalse (dos Santos et al., 2017), sin embargo, recientemente, algunos avances están dirigiéndose hacia la estimación de las emisiones “netas”; teniendo en cuenta que las emisiones directas e indirectas por una actividad, detallan la huella de carbono (CO₂ eq) o si el análisis se realiza de manera más extensa, determina el ciclo de vida del producto en estudio (Li et al., 2020).

Los GEI se producen mediante procesos de degradación de materia orgánica e inorgánica en el agua de los embalses naturales y artificiales, emitiendo principalmente CO₂ y CH₄ (Kumar et al., 2019a; Wen et al., 2017; Yang et al., 2014); mediante vía difusivas, burbujeo, desgasificación en las turbinas y vertederos, y desgasificación aguas abajo (Varol, 2019; Yang et al., 2014). El CO₂ se produce principalmente como un producto de la oxidación de compuestos de carbono vía luz solar en la zona fótica, y respecto al CH₄ (y también parte del CO₂), Kirschke et al. (2013) y Chai et al. (2016) describen que una vía de producción natural de este gas es la biogénica (a través de procesos microbiológicos), como un resultado de la metabolización de carbono en un ambiente acuático anóxico en la profundidad y en los sedimentos de los embalses (naturales y artificiales) (Bastviken et al., 2004; Grinham et al., 2018). Y con la entrada de carbón orgánico alóctono y otros factores, se favorecen las emisiones, algunas de las cuales tiene relación con variables ambientales (Kumar et al., 2019a; Li et al., 2019; Wang et al., 2018; Wen et al., 2017; Zhao et al., 2019).

Respecto a las emisiones netas, Teodoru et al. (2012) determinaron en el embalse Eastmain-1 (en términos de huella de carbono), las diferencias entre el pre y el post-llenado del área, mientras que de acuerdo a dos Santos et al. (2017), los estudios de las emisiones “brutas” no estiman el tiempo antes de la construcción de la presa, respecto a este tema, es necesario conocer cómo eran desarrollados muchos modelos para la estimación de las emisiones brutas/netas a lo largo del tiempo.

Uno de los primeros modelos de referencia fue establecido en el embalse Petit Saut, con resultados que fueron monitoreados en los dos primeros años (Galy-Lacaux et al., 1997; Galy-Lacaux et al., 1999, Delmas R. et al., 2005), simulando el CH₄ y el C como una función de las emisiones de GEI por 20 años (Lima et al., 2008). Con CH₄, también fue aplicado el Ciclo de Materia Orgánica (COM), desarrollado por Lima et al. (2008). Barros et al. (2011) relacionaron

las emisiones (CO_2 y CH_4) con la edad del embalse, localización del bioma (Boreal, Templado, Tropical, Tropical-Amazónico, Tropical-No Amazónico), la morfometría, y el estado químico; con datos de 85 embalses hidroeléctricos alrededor del mundo, para obtener un modelo de regresión y encontrar mayores tasas de emisiones en la región tropical del Amazonas.

Wang et al. (2018) usaron Forest Aquatic-Denitrification Decomposition (FAQ-DNDC) para cuantificar las emisiones de CO_2 de la superficie de agua de Eastmain-1 (boreal), calibrando este con las medidas de concentraciones de carbono orgánico e inorgánico (C).

Macklin et al. (2018) estudiaron la dinámica del dióxido de carbono (CO_2) (interfaz aire-agua), y variaciones estacionales en el lago natural más grande de Bali (Lago Batur) y el embalse más grande (Palasari Reservoir) en Indonesia, usando ArcMap en GIS con el método spline con barreras y estableciendo correlaciones entre el CO_2 y parámetros ambientales y del agua.

de Faria et al. (2015) estimaron los GEI de 18 embalses en el Amazonas usando dos aproximaciones basadas en una simulación estructurada de Monte Carlo, definiendo las emisiones netas como la diferencia entre la producción de CO_2 y CH_4 de la degradación en el llenado de la disponibilidad de Carbono (suelos y follaje remanente), y el consumo de CH_4 y producción de CO_2 en el agua fresca del sistema por la oxidación de CH_4 .

Con modelos estadísticos, Hertwich (2013) en términos de emisiones por unidad de energía y Scherer & Pfister (2016) como emisiones de CO_2 y CH_4 , estudiaron las emisiones en varios embalses; Räsänen et al. (2018) estimaron las emisiones de 141 embalses hidroeléctricos (existentes y planeados) en la base del río Mekong, en un periodo de vida de 100 años. Y Park & Chung (2018) aplicaron el programa CO2SYS (definido para agua de mar) para analizar el sistema carbonato en el agua y la información ambiental, y los modelos (MLR y RF) para determinar pCO_2 en el embalse y la variación dinámica.

Con la aplicación de dos modelos artificiales de redes neuronales (ANNs) (Chen et al., 2018) consideradas como Back Propagation Neural Network (BPNN) y de Redes Generalizadas de Regresión Neuronal (GRNN) predijeron los flujos de CO_2 en embalses, previamente seleccionados con datos y análisis de correlación de Spearman como latitud, edad, potencial productividad primara neta, y profundidad media.

Kumar & Sharma (2016a) describieron una lista de modelos computacionales que han sido empleados en estudios de GEI, y en una relación con el ambiente como modelo hidrológico, SWAT, modelos de tanque, modelo ARNO, HEC-1, TOPMODEL, y CREAMS; modelos de calidad del agua como HSPF (Hydrological Simulation Program Fortran), USACE-HEC, 2000, y HEC-HMS (Hydrologic Modeling System); y EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator), CREAMS (Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems), y AGNPS (Agricultural Non-Point Source). Y con un uso específico en los estudios de GEI han sido desarrollados como GHG Risk Assessment Tool GRAT (UNESCO/IHA, 2012) (Kumar & Sharma, 2016a) y G-res-Tool (Prairie et al. 2017 a,b,c).

GRAT reportó los flujos brutos de CO₂ y CH₄ con un 57% de confianza en el intervalo basado en 4 parámetros (edad de los embalses, precipitación media anual, temperatura media anual, y escorrentía) (Kumar & Sharma, 2016a). Este fue usado para predecir el riego de GEI de las plantas hidroeléctricas localizadas en la India (basada en las emisiones brutas de GEI en un periodo de tiempo corto del ciclo de vida), pero este modelo no evalúa las emisiones netas de GEI y está enfocado solamente en los flujos difusivos de GEI brutos (CH₄ and CO₂) (Kumar & Sharma, 2016a; Kumar & Sharma, 2016b; Kumar et al., 2018). Algunos embalses donde fue empleado GRAT son Murum Bakun y Batang Ai in Malasia (Shirley & Kammen, 2015), Xiluodu y Xiangjiaba en China (Li, Du, et al., 2017), y de consumo de agua en Valle de Bravo en Mexico (Medina-Mendoza et al., 2017).

Adicionalmente, en dos embalses hidroeléctricos, Kumar & Sharma (2016b) calcularon las emisiones netas de GEI en el caso de Koteswar como un avance entre los estudios (Kumar et al., 2018). Recientemente, Kumar et al. (2019b) recolectaron datos de 12 embalses hidroeléctricos de China para aplicar este modelo (GRAT), donde la hidroelectricidad tiene un rol muy importante en el suministro de energía dirigida hacia el concepto de baja en carbono, de manera sostenible (Li et al., 2019).

Finalmente, el último modelo que es desarrollado por UNESCO/IHA (Prairie et al. 2017 a,b,c) como un Proyecto de investigación llamado -GHG Reservoir Tool (G-res Tool)- para determinar la huella Neta de GEI como la diferencia entre Post-Llenado y Pre-Llenado (antes de llenado y de las emisiones de Fuentes Antropogénicas sin Relación (FASR), siendo un modelo examinado y

aplicado teniendo como casos de estudio a los embalses Eatsmain-1 y Petit-Saut (Prairie et al., 2021).

G-res se basó en un trabajo anterior de la UNESCO/IHA (World Bank, 2017) y conceptualmente tenía aspectos de edad, latitud; que describen que las mayores emisiones se presentan en los primeros años del embalse (Barros et al., 2011); aplicándolo World Bank (2017) en una base de datos de embalses y proyectos multipropósito, donde se estudió en 180 unidades hidroeléctricas y se relacionó con la potencia entre 1,2 a 2,735 MW, y un rango de áreas entre 1,4 y 5400 km², y se estructuraron relaciones con la densidad de potencia (W/m²) de estos. Respecto al uso de este modelo, Jiang et al. (2018) realizaron la estimación de la huella de carbono de 4 embalses (con capacidad instalada entre 95 MW a 500MW) de China, y también fue aplicado para estimar la huella neta de carbono en otros casos (Li et al., 2019).

El presente estudio tiene el objetivo de simular las emisiones de GEI en el embalse Topocoro en Colombia, ya construido; aplicando el modelo G-res tool (V3.1), como uno de los últimos modelos científicos que muestran más confianza y soporte técnico. Los resultados muestran la huella de carbono en un periodo de 100 años como un dato importante de comparación de las emisiones de GEI por unidad de energía producida.

La importancia de este estudio radica en el enfoque que tiene con la capacidad instalada de la matriz energética de Colombia, que es de 70% hidroelectricidad y correspondiente a 11726 MW y una generación eléctrica de 54915 MW (IHA, 2018), 10% gas natural, 10% combustible líquido, 8% carbón y 2% otras fuentes (Morcillo et al., 2018); según con información del Ministerio de Minas de Colombia, en el año 2016. Siendo el tercer país de generación en hidroelectricidad, después de Brasil y Venezuela; y estando segundo en Suramérica en el Índice de Transición Energética (ITE) y 25° a nivel global (entre 116 países) (con 62.7% en 2020 Puntaje ITE, 72% en Rendimiento del sistema y 54% Preparación para la transición) (WEF, 2020) donde se tienen en cuenta criterios de sostenibilidad ambiental y la expectativa y el desarrollo de proyectos energéticos dirigidos hacia energías más limpias, el acceso y la seguridad energética como sistemas energéticos, seguros y sostenibles. Conociendo de mejor manera el desarrollo de la hidroelectricidad en términos ambientales de Colombia, realizando en este estudio un aporte al sector energético que tienen relación con la disipación del calentamiento global.

9.2 METODOLOGÍA

9.2.1 *Área de estudio*

El embalse hidroeléctrico Topocoro, localizado en el departamento de Santander, Colombia (7° 6'3.68"N 73°24'20.58"O) se define en un área de 6.960 ha de espejo de agua como parte de 2.117.800 ha en la cuenca tributaria donde el principal río es el Sogamoso, localizado sobre el cañón que cruza la serranía la Paz, 75 km arriba del río Magdalena y 62 km aguas abajo de la confluencia de los ríos Suárez y Chicamocha; entre los municipios de Girón, Betulia, Zapatoca, Los Santos, Lebrija y San Vicente de Chucurí.

La presa tiene unas dimensiones de 190 m de altura, 345 m de ancho en la superficie y 500 m en la base; tiene un volumen de almacenamiento de 4.800x106 m³ y su proceso constructivo terminó en el año 2014. Para una potencia instalada de 820 MW con tres unidades de generación y con una capacidad anual de producción de 5.056 GWh.

9.2.2 *Descripción y aplicación de Earth Engine en la simulación con G-res Tool*

En Earth Engine se realizó el trazado de la Cuenca del área inundada como un polígono, para extraer la información cartográfica y ambiental (temperatura, pluviosidad, velocidad del aire), contenido de carbono en el suelo, de clases coberturas (%) en el área de estudio, % de carbono orgánico e inorgánico en el suelo. La Fig. 25 y la Fig. 26 muestran la delimitación de la cuenca y del embalse, respectivamente; resultado de la exploración con un algoritmo configurado dentro de la plataforma de Google Earth, y establecido por G-Res Tool (<https://g-res.hydropower.org/>) (Prairie et al. 2017 a,b,c).

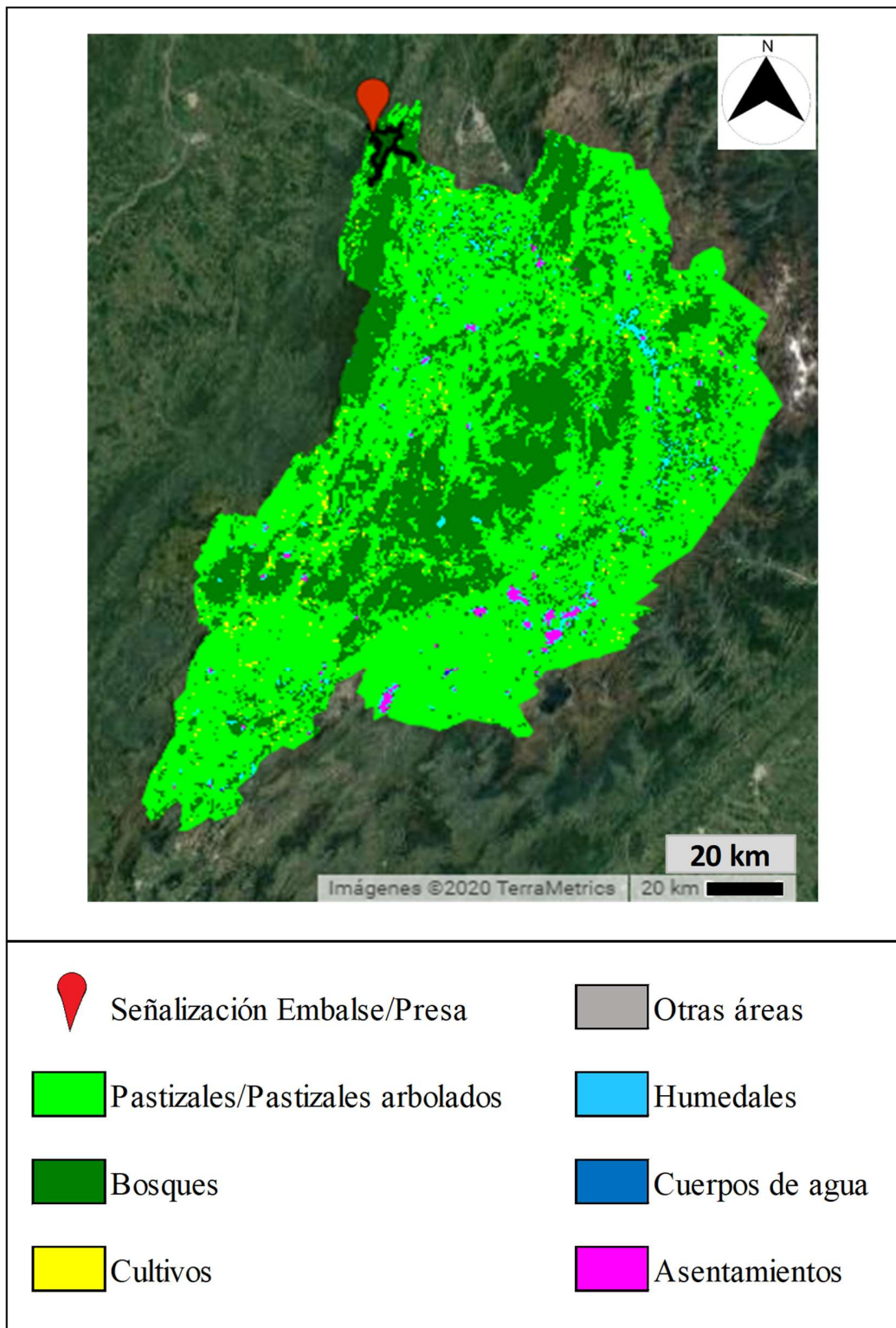


Fig. 25. Localización general y delimitación de cobertura del suelo de la cuenca en Google Earth Engine.

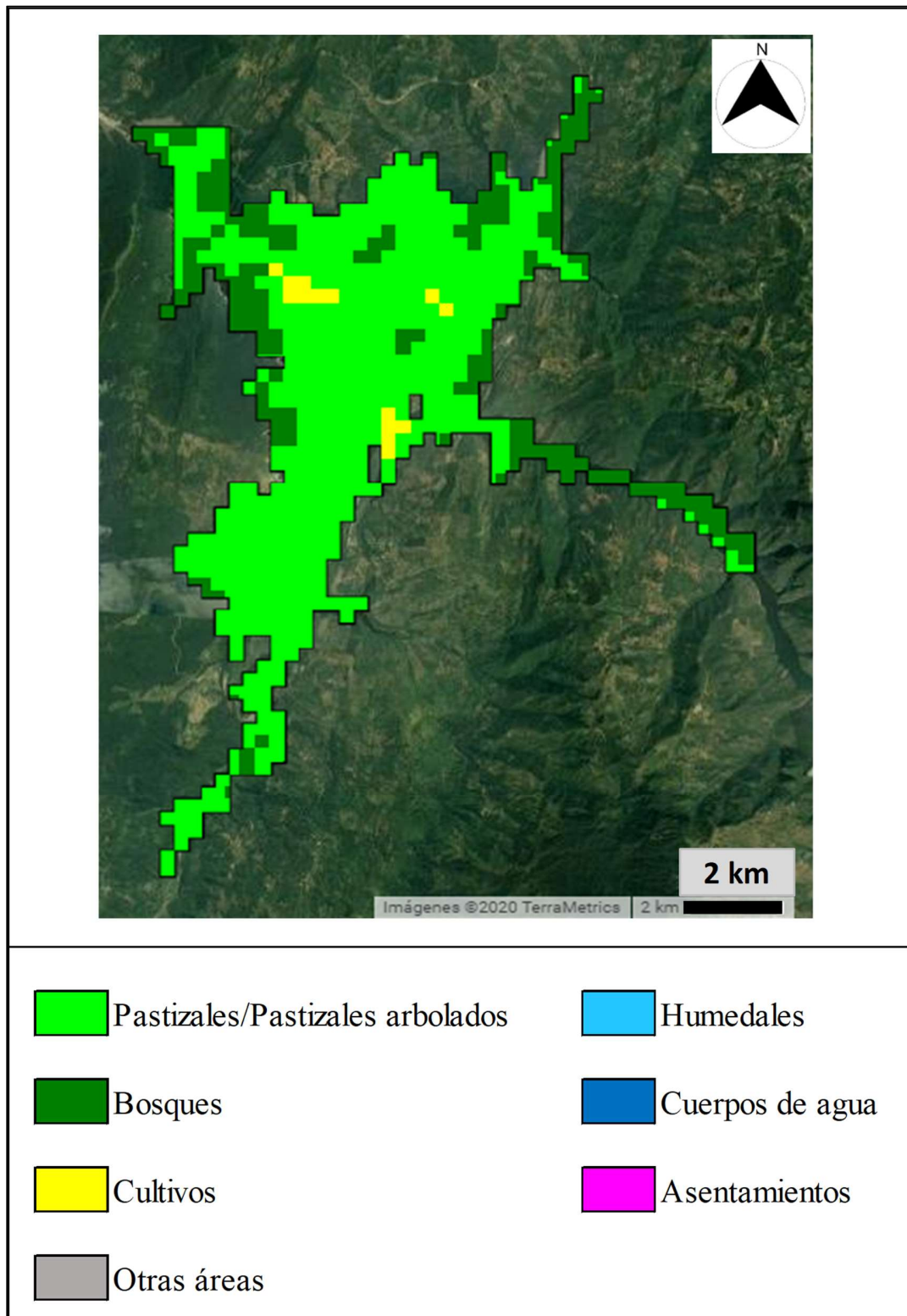


Fig. 26. Localización general y delimitación del embalse en Google Earth Engine.

Información relativa a los datos de entrada para la modelación se encuentran en la Tabla 4. Las coberturas de suelo (Tabla 4), se establecieron con datos de Google Earth y algunos se reestablecieron con datos propios de la zona de estudio.

Tabla 4. Información general y datos de entrada de modelación G-res Tool.

Parámetro	Dato de entrada
Clima***	Tropical
Año de llenado***	2014
Área de la cuenca (km ²)**	20782.68
Área del embalse (km ²)***	68,86
Volumen del embalse (km ³)***	4.825
Nivel del agua (m.s.n.m)***	308,5
Profundidad máxima (m)***	150,53
Profundidad media (m)****	63,5
Área Litoral (%) ****	2,721
Profundidad de la termoclina (m) ****	9,25
Profundidad de la captación de agua (m)***	66
Elevación del nivel de agua en la captación (m.s.n.m)***	265
Tiempo de Residencia del Hidráulica (TRH) (Años)****	0,4368
Contenido de Carbono en el suelo sobre el Área inundada (kgC/m ²)**	13,45
Concentración de Fósforo (µg/L)*	202
Radiación Horizontal Global promedio en el embalse (kWh/m ² /d)**	4,8
Velocidad anual del viento (m/s)**	1,69
Temperatura promedio anual del aire (°C) **	27,3
Esorrentía promedio anual en la cuenca (mm)**	481,7
Precipitación promedio anual en la cuenca (mm)*****	1.623,17
Densidad de Potencia (W/m ²)***	11,91

*Obtenido en campo. ** Obtenido por Google Earth Engine. ***Fuente ISAGEN.

****Ecuaciones Anexo III (Prairie et al. 2017a). ***** (Robinson et al., 2014).

Tabla 5. Coberturas de suelo en la cuenca.

Cobertura del suelo en el Área de la cuenca	%
Cultivos**	2,30
Áreas desnudas*	0,10
Humedales**	1,60
Bosques**	26,00
Pastizales/Matorrales*	67,80
Asentamientos**	1,10
Cuerpos de agua*	1,10

*Reclasificación información del proyecto hidroeléctrico y ajustado de Google Earth Engine.

**Google Earth Engine

9.2.3 Descripción y aplicación del modelo G-res Tool

En la Introducción de este capítulo se describen de manera general la trayectoria de diferentes modelos relacionados con estimaciones de GEI en embalses o en proyectos hidroeléctricos, contando desde un inicio con el modelo de Galy –Lacaux (Galy-Lacaux et al., 1997; Galy-Lacaux et al., 1999, Delmas R. et al., 2005) hasta la versión actual de G res (V3.1) donde se tiene la referencia y robustez de su implementación en embalses de diferentes condiciones climáticas (Boreal, Templado, Tropical, Tropical-Amazónico, Tropical-No Amazónico); tiene el soporte y acompañamiento de instituciones como la IHA, UNESCO, Banco Mundial, participación de investigadores y Universidades de Canadá y empresas del sector hidroeléctrico a nivel mundial (World Bank, 2017; Prairie et al. 2017 a,b,c; Prairie et al., 2021). Y se reconoce a G res tool como el avance de GHG Risk Assessment Tool GRAT (UNESCO/IHA, 2012), que fue empleado en diferentes investigaciones (Yang et al., 2014; Wen et al., 2017; Li et al., 2019; Wang et al., 2018; Wen et al., 2017; Zhao et al., 2019; Shirley & Kammen, 2015; Li, Du, et al., 2017; Kumar & Sharma, 2016a,b; Kumar et al., 2018; Kumar et al., 2019a; Medina-Mendoza et al., 2017) hasta la obtención del modelo acoplado y desarrollado por UNESCO/IHA (Prairie et al. 2017 a,b,c) y con un reporte del modelo en los embalses Eatsmain-1 y Petit-Saut (Prairie et al., 2021), teniendo después de ello la versión V3.1 (a la fecha de febrero de 2022).

Estudios de referencia en términos de financiamiento por parte del Banco Mundial y la Iniciativa de Bonos Climáticos (Initiative Climate Bonds, en inglés) (Climate Bonds 2021) tienen de referencia los resultados de emisiones de GEI procesados con G res tool.

La plataforma Online de G-res (web <https://g-res.hydropower.org/>) (V3.1) tiene módulos que estiman las emisiones debidas a entradas de un usuario: Módulo de pre-llenado y balance de gases de efecto invernadero, variables de predicción de emisiones post-llenado, modelo de emisión difusiva de CH₄ anual en el post-llenado, emisiones debidas a fuentes antropogénicas no relacionadas, y construcción (Prairie et al., 2017 a,b,c).

Para ello, no se tiene la necesidad estricta de tener datos tomados en campo en la etapa del pre o post-llenado, sino que usa información y parámetros tomados de bases de datos y de conocimiento geográfico, ambiental y general del sitio de estudio (clima, condiciones físicas de la cuenca, edafología y cobertura del suelo e hidrología). Mucha de esta información se puede adquirir en la base de datos enlazada a G res Tool de Earth Engine, donde se dispone de información global de aproximadamente 7.000 embalses a nivel global (Prairie et al. 2017 a) y en este estudio, información complementaria se ajustó y se obtuvo mediante la recolección de datos en el mismo. Los resultados se describen como emisiones de CO₂ y CH₄, las últimas como flujos difusivos, de burbujeo y desgasificación (solo si la entrada de agua está por debajo de la termoclina).

La información de entrada sobre el embalse Topocoro, condiciones de agua, y otra soportada por Earth Engine fue diligenciada dentro de su plataforma con el objetivo de determinar las emisiones de GEI netas. Para la huella neta en el embalse y la huella total, y los intervalos de confianza (IC) del 95% se calcularon utilizando una distribución normal de la huella neta del reservorio obtenida de la suma de cada ruta de emisión individual calculada aleatoriamente a partir de sus propias distribuciones (Prairie et al. 2017 a,b,c).

El cálculo de la huella neta de las emisiones de GEI en G-res se define por la ecuación (1):

$$\begin{aligned}
 \text{HuellaNetadeGEI} = & [\text{BalancedeGEIPosterioralllenadodelembalse}] - \\
 & [\text{BalancedeGEIeneláreaPrellenadodelembalse, antesdesu introducción}] - \\
 & [\text{EmisionesdeGEIdelembalsedebidoafuentesantropogénicassinrelación(FASR)}] + \\
 & [\text{GEIdebidoalaconstrucción}]
 \end{aligned}
 \quad \text{Ecuación (1)}$$

De acuerdo con Prairie et al. (2017a), los módulos que describen el concepto de los ítems dentro de la Ecuación (1) son:

-Balance de GEI en el área de Prellenado del embalse: En este ítem se consideran las coberturas del suelo que posteriormente son inundados por el embalse, sus áreas se multiplican por el factor de emisión de CO₂ y CH₄ para cada tipo de uso de suelo; considerando la clasificación orgánica e inorgánica, y de manera diferenciada con respecto a las características de cada uno de estos se realiza el balance de GEI. Luego, estos son sumados sobre un periodo final de 100 años de desarrollo y promediados para obtener un valor de referencia sobre la superficie a inundar.

-Balance de GEI Posterior al llenado del embalse: En este se realiza la aglomeración de modelos semiempíricos, delinea los bordes del embalse usando GIS y modelos digitales de elevación.

También se considera que teniendo en cuenta que algunos embalses no se centran solo en la producción energética, sino que también estiman otros servicios o actividades económicas y ambientales en términos primarios, secundarios o terciarios según sea la prioridad de la construcción del embalse; hay servicios relacionados con el embalsamiento del agua, clasificados como el control del flujo, pesca, irrigación, navegación, control de flujo ambiental, recreación, suministro de agua e hidroelectricidad. Un servicio de orden primario estima mayores emisiones de GEI y uno de orden terciario el de menor cantidad tanto en prioridad de uso como en emisiones de GEI.

El módulo de la clasificación de servicios se asocia a las emisiones posteriores al llenado.

-Emisiones de GEI debido a Fuentes Antropogénicas Sin Relación (FASR): El propósito principal de este concepto es separar las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de fuentes antropogénicas de nutrientes, carbono y de las emisiones directas de gases presentes de manera propia el medio acuático, de aquellas que son el resultado específico de la inundación de la superficie de trabajo. Se refieren a las emisiones de gases derivadas de actividades antropogénicas alrededor del embalse que impactan la calidad del agua como descargas de aguas residuales de origen industrial y doméstico (y sus grados de tratamiento), aportes de fósforo al embalse, la entrada principal en esta parte se realiza sobre la cuenca, cobertura del suelo, intensidad de los usos del suelo, cambios en el estado trófico del agua.

-GEI debido a la construcción: Este campo define las emisiones relacionadas a los materiales de construcción, transporte y componentes de la infraestructura de la presa, que de acuerdo a las cantidades de estos y sus factores de emisión determinan las emisiones totales respectivas.

Prairie et al. (2017 a,b) describen que el modelo no solo integra el flujo bruto de GEI para predecir el papel de un reservorio en los GEI atmosféricos, sino también, tener en cuenta la situación natural antes del llenado del embalse. Considera la fuerte influencia del envejecimiento del embalse al utilizar emisiones integradas en lugar de emisiones específicas por edad. Luego elimina las emisiones debidas a FASR de GEI medidas en mediciones de emisiones brutas y finalmente agrega las emisiones de GEI estimadas atribuidas a la fase de construcción

Con un potencial de calentamiento de 100 años (GWP100) de 34 se usó para la conversión de emisiones de CH₄ como CO₂. De estas las emisiones pueden ser observadas las emisiones de la superficie del embalse, pero no aquellos que son atribuibles a la creación del embalse, que se sustraen: emisiones previas al embalse que representan el balance de emisiones del paisaje antes del embalse del embalse (emisiones de CH₄ y CO₂). Y la emisión debida a fuentes antropogénicas no relacionadas (solo emisiones de CH₄).

Finalmente, se especifica el hecho de que los formatos técnicos y de soporte referenciados en este trabajo, hacen referencia a los disponibles en la misma plataforma (<https://g-res.hydropower.org/>), para la versión 3.1 (Prairie et al., 2017a,b,c).

9.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de las emisiones netas previstas en el embalse se encuentran en la Tabla 6, donde se muestran las emisiones en el embalse en tCO₂e/año sobre una base de 100 años, y los flujos de emisiones en gCO₂e/m²/año:

Tabla 6. Emisiones Netas Anuales previstas de CO₂e en el Embalse

Descripción	Post-Llenado	-	Pre-Llenado	-	Fuentes Antropogénicas Sin Relación (FASR)	=	Huella Neta de GEI	Intervalo de confianza (95%)
Tasa de Emisiones (tCO₂e/año)	88.689	-	10.455	-	47.423	=	30.811	(20.293-42.748)
de los cuales CO ₂	34.615	-	10.321	-		=	24.294	
de los cuales CH ₄	54.074	-	134	-	47.423	=	6.517	
Tasa de Emisiones (gCO₂e/m²/año)	1.288	-	152	-	689	=	447	(295-621)
de los cuales CO ₂	503	-	150	-		=	353	
de los cuales CH ₄	785	-	0	-	689	=	96	

Las Tablas 6 a 9, y las figuras (27 a 33 y 35) muestran las emisiones (Huella Neta del Embalse, CH₄ difusivo, burbujeo o emisiones de desgasificación, emisiones de CO₂) del embalse comparándolo con las emisiones de otros (n) embalses cuantificados por el equipo de G-res. Las magnitudes negativas representan sumideros mientras los de carácter positivo identifican fuentes de gases de efecto invernadero.

En el embalse (Tabla 6), la huella de emisión neta contempla 30.811 tCO₂e/año (en un intervalo de confianza entre 20.293 y 42.748 gCO₂e/m²/año), y específicamente como CO₂ 24.294 tCO₂e/año y de CH₄, 6.517 tCO₂e/año; respectivamente. Teniendo una equivalencia en términos de flujos, a 447 gCO₂e/m²/año como huella neta (en un intervalo de confianza entre 295 y 621 gCO₂e/m²/año), y un flujo de CO₂ de 352,6 (353) gCO₂e/m²/año y de CH₄ de 96 gCO₂e/m²/año. El aporte de 34.615 tCO₂e/año como CO₂ y de 54.074 tCO₂e/año de CH₄, representan la magnitud de cada clase de gas en el post-llenado, a la vez que 10.321 tCO₂e/año como CO₂ y 134 tCO₂e/año como CH₄ corresponden al pre-llenado, y 47.423 tCO₂e/año a CH₄ por parte de Fuentes No Antropogénicas. En referencia al post-llenado (Tabla 6), se presentan desplazamientos de emisiones de CO₂, principalmente, derivados por el cambio de ambiente lótico a léntico, y el aumento del tiempo de retención, y los cambios hidrológicos; demás de la estratificación térmica, la variación de nutrientes (N, P, C) y la obtención de capas trófica sobre una mayor área acuática que en contacto con la radiación solar, acelera e incrementa las tasas de mineralización; y de esta manera las emisiones de

las coberturas del suelo y de la biomasa se desplazan a un medio acuático, funcionando en ciertos casos como fuente y/o reservorio (Prairie et al., 2018).

Como biomasa susceptible a la generación de GEI, en el postllenado, la parte más resistente en el proceso de degradación de la materia orgánica sumergida hace referencia a los troncos y ramas gruesas que tienen tasas lentas por décadas, después del llenado; mientras que otro tipo de biomasa, relacionada a su vez con las características vegetales como las hojas y ramas, entran en un proceso de descomposición más rápido, dentro del contenido de carbono disponible (stock) (Prairie et al., 2018).

La huella neta del embalse, con $447 \text{ gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$ (Fig. 27), al ser comparado con 4.786 embalses de la base de datos interna de G-Res, y de diversas condiciones climáticas (Boreal, templados, subtropicales y tropicales), muestra que, la emisión neta se estima dentro del rango de la distribución cercana a la mayoría de los embalses, aunque el rango más alto de embalses (frecuencias) en términos de emisiones se encuentran aproximadamente entre 100 y 600 $\text{gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$.

En la Fig. 27, la asimetría tiene un decaimiento menos pronunciado sobre embalses que tienen emisiones mayores a 400 $\text{gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$ (aproximadamente), debido a que la tendencia más común en los embalses es a emitir gases de efecto invernadero, en donde influyen factores importantes como la latitud y la temperatura, comparándolos dentro del conjunto de elementos de 4.786 embalses que identifica una gran variedad de condiciones de estos en el mundo.

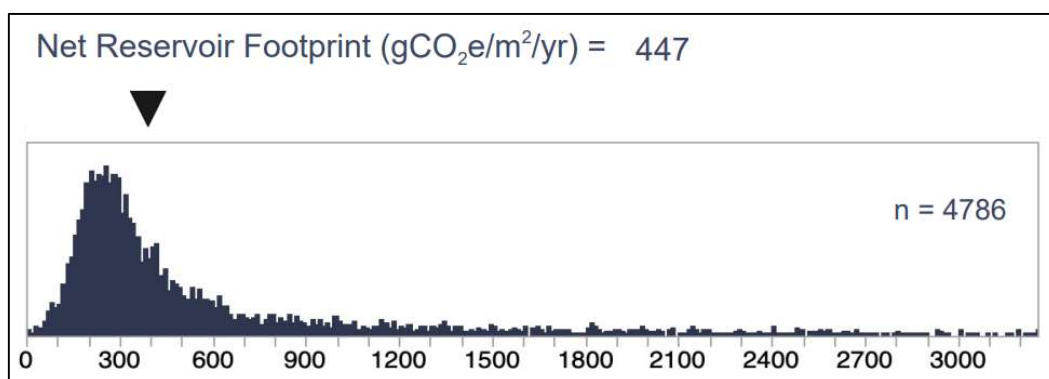


Fig. 27. Huella Neta del Embalse comparado a escala climática global

Con respecto a embalses de la misma condición climática tropical (Fig. 28), se muestra que Topocoro está localizado sobre el sector asimétrico que tiene menores emisiones de gases de efecto

invernadero, dentro un conjunto que muestra una distribución amplia entre los flujos. Mientras que, respecto a la huella neta del embalse, con una magnitud de $447 \text{ gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$, al ser comparado de manera gráfica con otros embalses (Fig. 28), muestra que, la emisión neta se estima dentro del rango de la distribución normal de la mayoría de los embalses. Donde se identifican embalses con emisiones mayores emisiones, con valores cercanos y con tendencia a $3.000 \text{ gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$.

Se evidencia que Topocoro tiene una representación en la zona media-baja de las frecuencias (en la campana de gauss) en relación a otros grupos de embalses, dentro de los que tienen flujos de manera aproximada a un rango entre 100 y $900 \text{ gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$, mientras el grupo que tiene un conjunto de datos con menos representación se ubica de manera aproximada entre 900 y $3.200 \text{ gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$ como los embalses que tienen una mayor amplitud e impacto negativo en la huella neta de emisiones bajo las mismas características climáticas.

Al comparar la ubicación de la huella de carbono de $447 \text{ gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$, entre la Fig. 27 y la Fig. 28, se tiene que, esta se ubica al lado derecho en la Fig. 27, y sobre el lado de izquierdo con valores menores a la franja entre 700 y $1.200 \text{ gCO}_2\text{e/m}^2/\text{año}$, la cual posee un mayor conjunto de embalses bajo estas emisiones, dentro de la Fig. 28; evidenciando que la diversidad de embalses con diferentes características climáticas componen un conjunto de resultados de emisiones con una asimetría más ajustada sobre el primer caso; mientras que en condiciones tropicales se tiene una asimetría más llana. Y se muestra que la sensibilidad climática de los embalses tiene influencia directa sobre las emisiones de gases de efecto invernadero.

Relacionado con lo anterior, la temperatura en el área litoral es más cálida y esta condición representa una superficie que facilita la difusión de gases como una manera de tener un factor de diferencia entre un embalse tropical y de otras clases, teniendo en cuenta que la estratificación térmica tiene diferentes condiciones. Así como la ubicación de la termoclina controla el intercambio de gases y nutrientes en el agua.

Temperaturas de aire más cálidas influyen sobre la temperatura del agua, haciendo que se tenga una mayor difusión de gases, además cambios en las densidades del agua se producen en la columna de agua, estratificando la forma en que se encuentran los gases mismos, si como CO_2 o como CH_4 . Lo cual se diferencia en términos de emisiones en la Fig. 28 y la Fig. 27, entre embalses de climas tropicales y de todos los climas en el mundo, con formas diferentes en la asimetría y las

distribuciones, y con una mayor amplitud de y forma llana en el caso de los embalses tropicales; mientras en definida como campana en el primer caso.

Dentro de lo que se observa de manera general en las Fig. 27 y Fig. 28, hay implícita una cantidad de factores como diferentes clasificaciones de procesos fisicoquímicos y biológicos en los embalses, y diferentes tasas cinéticas de descomposición de la materia orgánica; que influyen en la forma de la distribución normal de las emisiones de gases de efecto invernadero.

Liikanen et al. (2013) en Prairie et al. (2017 a), describen que, dentro de las variaciones temporales de temperatura que tienen los embalses, según la latitud donde se encuentren, G-res realiza correcciones y estandarizaciones de los flujos difusivos, por medio de la temperatura en términos mensuales y a su vez de manera anual en las emisiones brutas. En comparación con condiciones templadas y boreales, la amplitud del ciclo estacionario es más relevante debido a mayores fluctuaciones de temperatura.

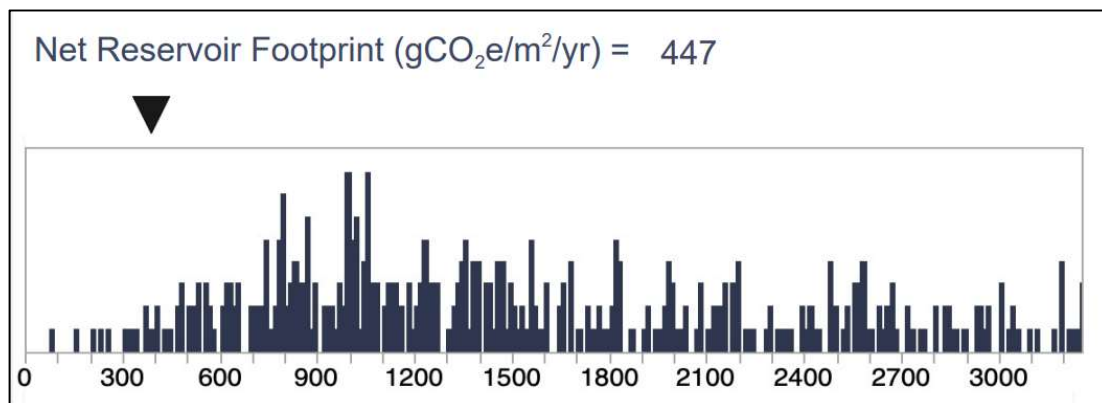


Fig. 28. Huella Neta del Embalse comparado a escala climática tropical

Las emisiones difusivas de metano (Fig. 29), con 122 gCO₂e/m²/año, muestran que, sobre la distribución, los flujos están dentro del grupo que tiene una tendencia a disminuir en la cantidad de embalses que están aumentando los flujos, de manera ralentizada hacia valores mayores; sobre una muestra de 6.053 embalses.

Como aspectos importantes que tienen influencia en estas emisiones, mediante la implementación de G-res, los factores más influyentes en la predicción de los flujos difusivos de CH₄ son la edad del embalse, temperatura anual media, y el área litoral (%). Teniendo que, a mayor edad, las

emisiones de CH₄ disminuyen a través de los años. Además, como otro aspecto especial dentro de los embalses, la variación de la profundidad de acuerdo con la topografía original del suelo inundado permite tener en las áreas más profundas, concentraciones de CH₄ difusivo por concepto de una mayor presión y con condiciones anóxicas; se presenta la liberación del CH₄ en el momento de la producción de energía y reingreso del agua al curso del río, se tiene contacto con la atmósfera. Por la sedimentación presentada en las zonas litorales de los embalses, facilita la formación de metano por difusión y ebullición (Prairie et al., 2018).

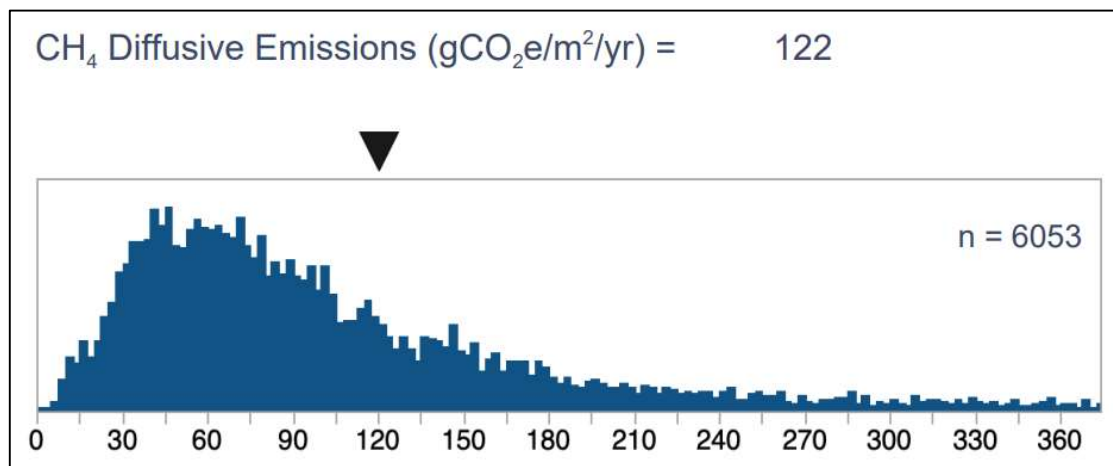


Fig. 29. Emisiones difusivas de Metano.

Las emisiones de desgasificación de metano, con 627 gCO₂e/m²/año muestran que, sobre la distribución, en un conjunto de 4.926 embalses, el embalse Topocoro hace parte de los embalses que están sobre la parte asimétrica del lado derecho de la distribución que tiene una tendencia creciente en sus resultados, con una frecuencia que va desde 0 hasta aproximadamente 1.680 gCO₂e/m²/año (Fig. 30). La distribución de la desgasificación del metano muestra que Topocoro se encuentra dentro de los embalses que emiten CH₄ de manera aproximada al finalizar la asíntota de distribuciones del rango de emisiones, después de la franja donde está la mayoría de embalses, con emisiones entre 0 y aproximadamente 120 gCO₂e/m²/año; en una ubicación que permite estimar una cualificación media y que al comparar con otros embalses, la desgasificación es una vía de emisión de metano que tiene alta influencia de las emisiones de GEI, alcanzando incluso magnitudes de hasta 1.680 gCO₂e/m²/año.

Relativo a los factores que influyen de manera determinante en las emisiones por desgasificación se tiene como uno de los aspectos más importantes a la ubicación de la toma de agua para la producción de energía, permitiendo definir en qué grado y con qué magnitud se presenta este proceso, siendo más factible cuando se tiene más profundidad en el agua captada que cuando es superficial. En donde por cambios instantáneos de presión se libera el metano disuelto en la porción de agua localizada que es captada de la columna de agua del embalse. Al respecto, las emisiones por desgasificación (CH_4) se estiman en el modelo de G-res, solamente si la captación está por debajo de la termoclina.

Algo que se presenta más en embalses tropicales, de acuerdo a Prairie et al., (2018), son la configuración y la captación en el embalse, que, cuando el agua pasa a través de las turbinas, se libera el CH_4 acumulado sobre la atmósfera sobre la capa hipolimnética, si el agua ha sido captada por debajo de la termoclina.

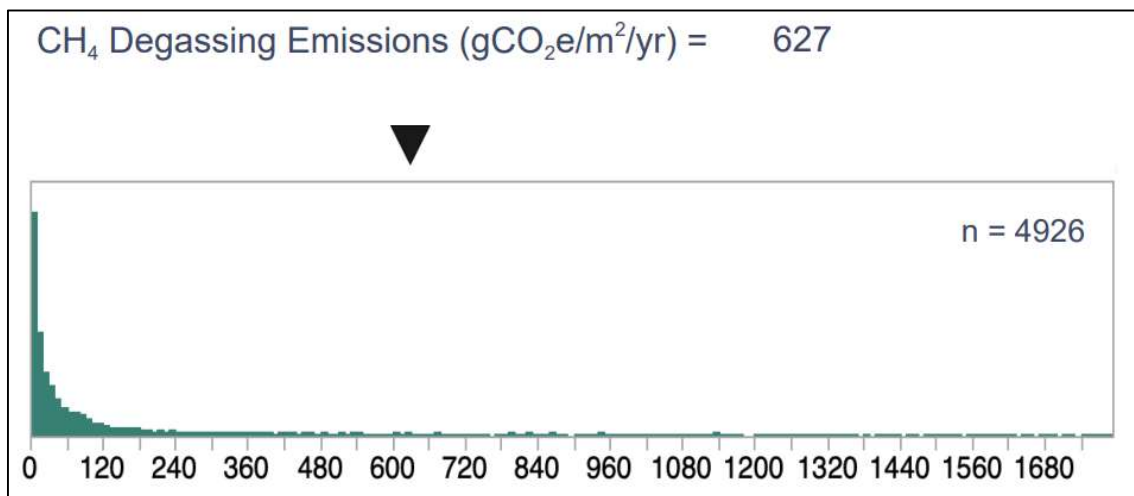


Fig. 30. Emisiones de desgasificación de Metano.

Las emisiones de burbujeo de CH_4 , con 37 gCO₂e/m²/año (Fig. 31), muestran que, sobre la distribución normal, en una muestra de 6.042 embalses, la mayoría de embalses se encuentran localizados y cercanos principalmente a emisiones de 0 gCO₂e/m²/año; indicando que de manera general existe una descripción de que estos no emiten tanto CH_4 como CO_2 , porque el predominio

de los procesos fisicoquímicos y biológicos de oxidación con respecto a la reducción, tienen influencia principalmente en el fondo y en los sedimentos de los embalses.

Las emisiones de burbujeo en especial, en relación también con las emisiones difusivas de CH₄ se ven localizadas sobre la zona profunda de los embalses o lagos, donde las condiciones anóxicas y de reducción, donde los sedimentos y la biomasa proporciona carbono disponible para estas emisiones, formándose burbujas en condiciones de presión superiores a las de la superficie acuática. La producción de CH₄ y CO₂ se ve positivamente influenciada con el aumento de la temperatura, pero el CH₄ es más sensible a esta condición física (Prairie et al. 2017 a).

De manera específica para embalses hidroeléctricos, actividades operativas y de generación de energía, además de las condiciones de lluvia y verano, principalmente; pueden tener repercusiones sobre la magnitud en la columna de agua que influencia según el alcance, condiciones anóxicas y a su vez emisiones de metano como flujos difusivos (Fig. 29) o por burbujeo (Fig. 31).

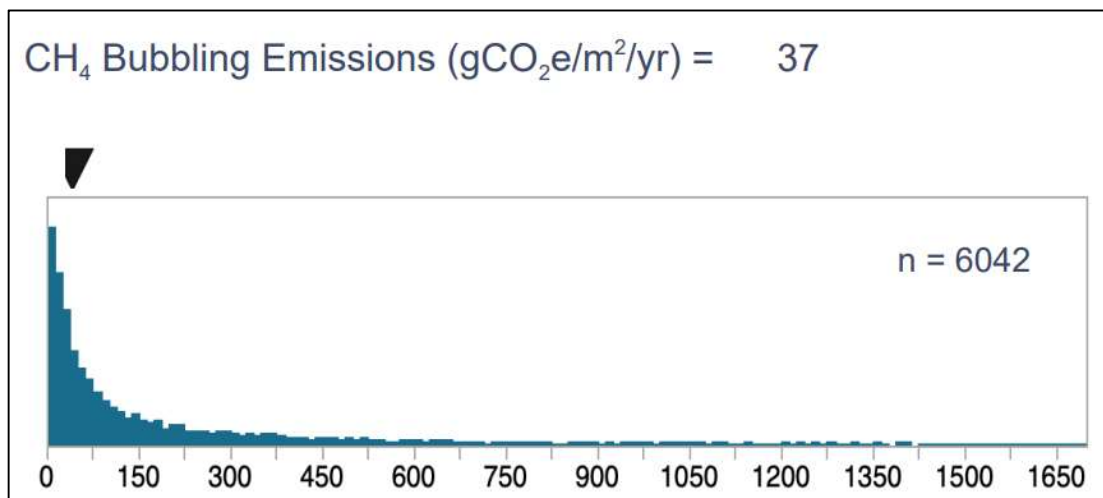


Fig. 31. Emisiones de burbujeo de Metano

La composición porcentual y relativa de las emisiones de CH₄ en el embalse (Fig. 32) muestran que, el 80% de las emisiones contemplan aportes por flujos de desgasificación, mientras que, el segundo aporte se tiene de 15% por flujos difusivos, y luego, 5% de flujos de burbujeo. En relación a ello, se observa que los procesos de desgasificación en el embalse son más significativos en aportes de emisiones de metano, aunque solo se dé en un solo lugar, por la liberación del agua en

el momento de la generación de energía; y no como en los demás procesos que se dan de manera espacial en toda el área del embalse.

Respecto a la descompresión del metano presente en el agua, principalmente procedente del fondo del embalse, sugiere que la descomposición de la materia orgánica mediante procesos anóxicos permite la obtención de metano disuelto, y la de burbujeo ocurre en el momento de liberación del agua sobre la atmósfera.

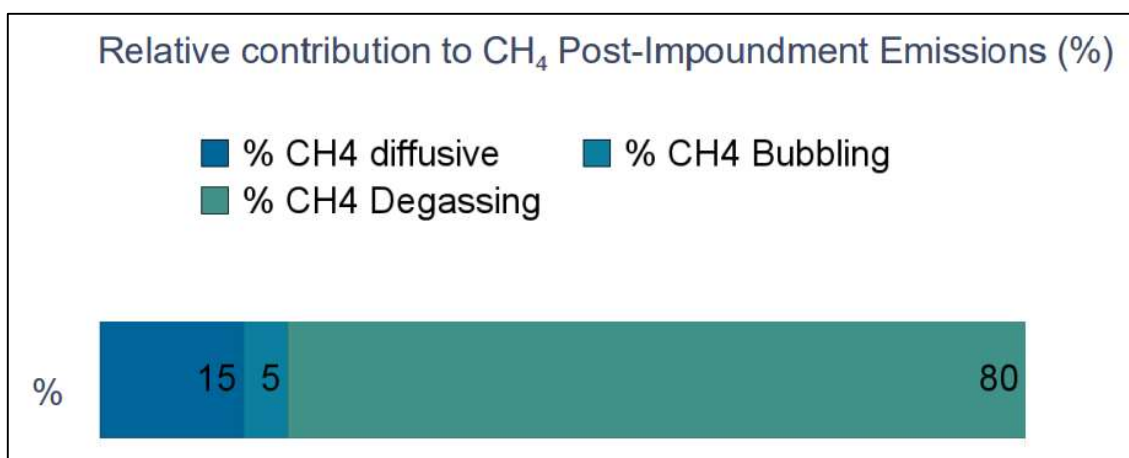


Fig. 32. Contribución relativa de las emisiones de CH₄ en el post-llenado

Las emisiones difusivas de CO₂, con 503 gCO₂e/m²/año (Fig. 33), muestran que, sobre la distribución, en un conjunto de 5.404 embalses, el valor se encuentra en un magnitud mayor al límite del margen de las emisiones registradas en la base de datos de G-res Tool.

Las posibles causas de esta situación pueden deberse a que embalse en estudio sea de unas condiciones climáticas específicas y de carácter tropical, mientras que en la Fig. 33 se consolidan de manera general varias clasificaciones climáticas.

Como fuentes de CO₂, este procede principalmente de la mineralización del carbono orgánico, procedente de la cuenca aguas arriba, de donde por escorrentía se disuelve parte del carbono y de nutrientes como el fósforo hasta llegar al río y a su vez al embalse, cuando ya ha existido una transformación de este tipo, y se aumenta el tiempo de residencia del agua, facilitando la mineralización. Con una mayor edad del embalse las emisiones disminuyen, mientras que, con mayores valores en la temperatura media anual, concentración de fósforo y contenido de carbono del suelo; las emisiones aumentan, según lo establece el modelo de G-res (Prairie et al. 2017 a).

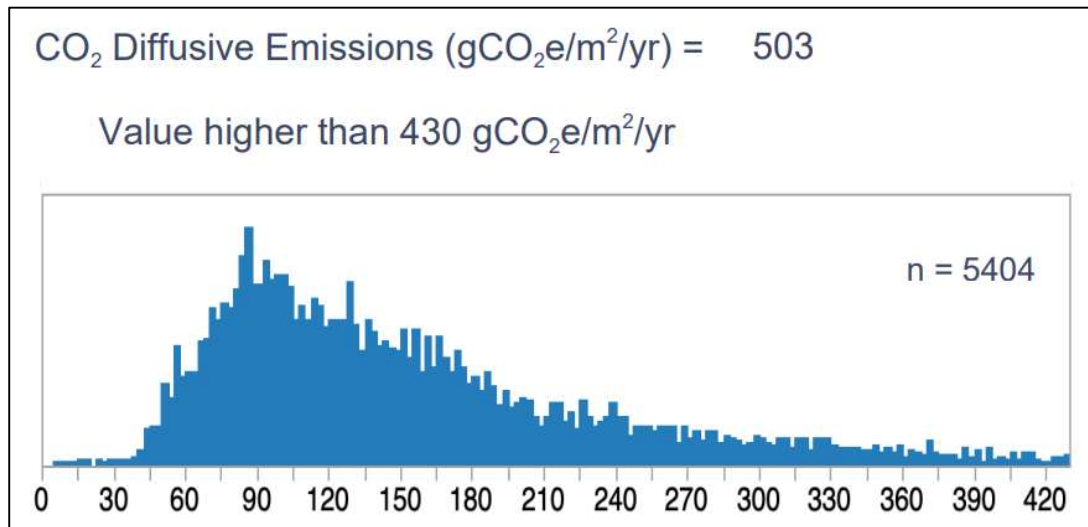


Fig. 33. Emisiones difusivas de Dióxido de Carbono

Dentro de las actividades y servicios desarrollados por el embalse (Tabla 7), el mayor aportante de gases de efecto invernadero es el servicio de hidroelectricidad, con un valor en la Huella de GEI, de 24.649 tCO₂e/año (80%), seguido de la pesca con 4.622 tCO₂e/año (15%) y la navegación y la recreación con 770 tCO₂e/año (2,5%), sumado ambos.

El orden decreciente, de las emisiones de GEI mencionadas se muestran teniendo en cuenta la prioridad que se tiene de estos dentro del embalse, siendo la generación de energía de orden primario, la pesca de orden secundario, y de navegación y recreación de orden terciario; que con estas condiciones existe mayores condiciones para la generación de GEI cuando se da más prioridad a la prestación de los servicios mencionados con respecto a otros, emitiendo menores cantidades de GEI. Para estas clasificaciones, las principales actividades que dentro de cada servicio estiman importantes aportes a las emisiones, corresponden a las turbinas y maquinaria para la generación de energía, a la respiración béntica para la pesca, y el uso de combustibles en la navegación y en la recreación, de acuerdo con la jerarquía en el uso del embalse.

Tabla 7. Contribución de Emisiones netas de GEI por cada servicio del embalse.

Servicio del Embalse	Emisiones de GEI del embalse (tCO ₂ e/año)	Emisiones de GEI de la Construcción (tCO ₂ e/año)	Huella de GEI (tCO ₂ e/año)	Asignación Porcentual (%)
Hidroelectricidad	24.649	3.731	28.380	80
Pesca	4.622	700	5.322	15
Navegación	770	117	887	3
Recreación	770	117	887	3

Según los resultados en la Tabla 8, el efecto de embalsar el agua, visto después de restar las emisiones totales de GEI (tCO₂e/año) en la etapa del prellenado (10.455 tCO₂e/año) y las FASR (47.423 tCO₂e/año) con respecto al post-llenado (88.689 tCO₂e/año) se tendría un resultado de 3.0811 tCO₂e/año que se relacionan con el embalsamiento del agua y que comparado con las emisiones de la construcción (4.664 tCO₂e/año), identifican que entre los aportes de las emisiones de estos dos procesos, se tendría una contribución del 87 % (Embalsamiento) y un 13% (Construcción) en emisiones anuales respectivamente por las actividades (o servicios del embalse) implícitas en cada una de ellas.

En la instancia del embalsamiento del agua a lo largo del tiempo de vida base de un proyecto hidroeléctrico, en este caso el embalse (Topocoro) hace referencia a un cuerpo acuático con una superficie mayor, que tiene la disponibilidad de tener agua con un volumen de 4.825 km³, sobre un periodo fraccionado de 100 años, al igual que la construcción; pero este último caso se aplica sobre una actividad puntual que se da como un aporte de la infraestructura dentro del proyecto hidroeléctrico.

Tabla 8. Emisiones anuales netas de GEI previstas del embalse/presa.

Descripción	Emisión Neta Anual Prevista de CO ₂ e							Intervalo de confianza (95%)		
	Post-Llenado	-	Pre-Llenado	-	Fuentes Antropogénicas Sin Relación (FASR)	+	Construcción (Embalse)		=	Huella Neta de GEI
Emisiones por m ² del Embalse (gCO ₂ e/m ² /año)	1.288	-	152	-	689	+		=	447	(341-565)
Emisiones Totales del Embalse por Año (tCO ₂ e/año)	88.689	-	10.455	-	47.423	+	4.664	=	35.475	(28.111-43.535)
Emisión Total en el Tiempo de Vida (tCO ₂ e)	8.868.904	-	1.045.498	-	4.742.281	+	466.425	=	3.547.550	(2.811.083-4.353.547)

La Fig. 34 muestra que, la representación de la densidad de potencia de 11,9 W/m² sobre un total de 498 embalses, identifica al sitio de estudio como un embalse que genera una alta proporción de energía por unidad de área, teniendo que los embalses de referencia se encuentran de manera aproximada con densidades entre 0 y 50 W/m².

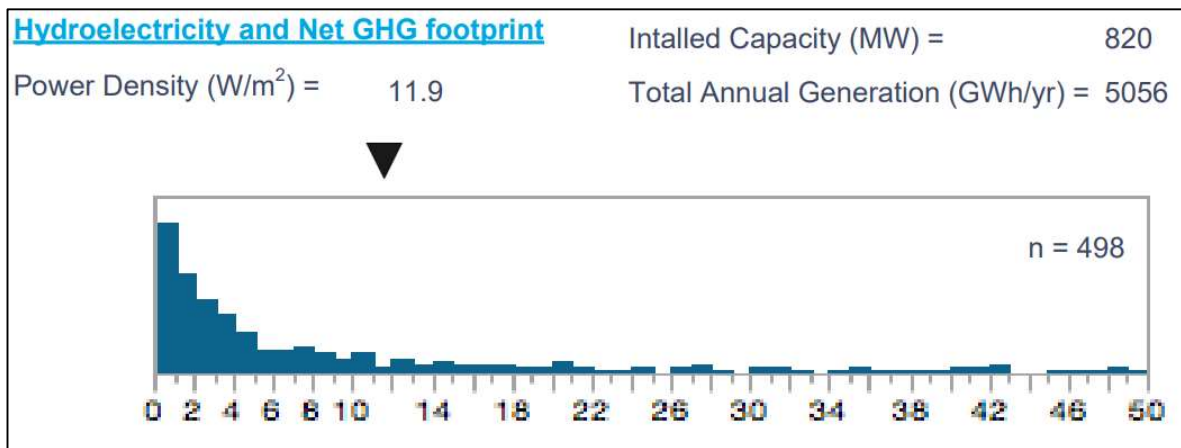


Fig. 34. Densidad de Potencia

La Fig. 35 muestra que, la intensidad de emisiones del embalse es de 5,6 gCO₂e/kWh, siendo de las más bajas comparadas con el tamaño de embalses registrados y de referencia (498) a nivel global y con características climáticas y de tamaño diversas.

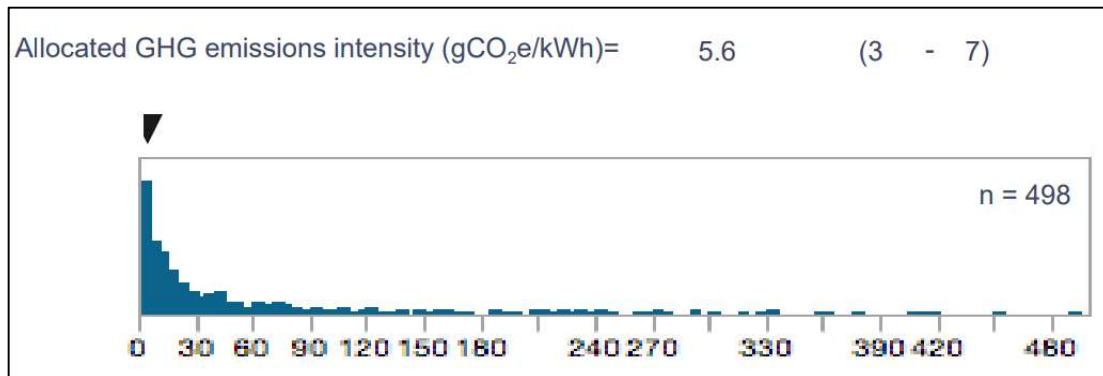


Fig. 35. Intensidad de Emisiones de gases de efecto invernadero asignada

World Bank, (2017) muestra que hay una relación directa (logarítmica) entre emisiones (gCO₂e) y densidad de potencia (kWh), y en algunos casos se presentan situaciones comparables con plantas de energía fósil cuando las densidades de potencia son bajas. En algunas situaciones hay proyectos hidroeléctricos con densidades menores a 5W/m² con intensidades menores a 100 g CO₂e/kWh, que es considerablemente más bajo que cualquier fuente alternativa de energía fósil. También se resalta que, en términos de zonas climáticas y con respecto a las emisiones, no se evidencia de manera directa una correspondencia con las emisiones del embalse en función específicamente de la intensidad de GEI, y describen que la temperatura siendo un factor importante en el aumento de las emisiones (Almeida et al., 2019; Barros et al., 2011), bajo el contexto de datos analizados de intensidades y de manera general no son relevantes, aunque estas dependen también de otros parámetros.

En G-res se tienen 18,5 gCO₂e/kWh como la intensidad media global dentro de los embalses referenciados en sus bases de datos, y sobre el ciclo de vida; donde la mayoría de estos (84%) mostraban emisiones menores a 100 gCO₂ e/kWh en comparación con el carbono con 820 y el gas con 490 gCO₂ e/kWh; respectivamente (IHA, 2018). Mientras Fearnside (2015) comprobó emisiones en el ciclo de vida media, de 4, 469, 840 y 1001 para Hidroeléctricas, Gas natural, Petróleo y Carbono respectivamente. Bajo criterios de investigaciones confiables, los resultados de la intensidad de GEI como huella GEI y estimados por medio de G-res tool y de magnitud 5,6 gCO₂e/kWh están dentro de valores referencia bajos; en comparación con los niveles de fuentes fósiles.

Según los resultados obtenidos de G-res tool, la intensidad de emisiones de 5,6 gCO₂e/kWh (Fig. 35) y de acuerdo a las características del proyecto hidroeléctrico, con una densidad de potencia de 11,9 W/m² (Fig. 34); se tiene que, se cumpliría con los criterios para incluir al proyecto dentro del alcance de un Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), según el Anexo 10 de la reunión de Panel de MDL (CDM, 2006); se describe que, para el caso de centrales hidroeléctricas con densidades de potencia superiores a 10 W/m²: se pueden despreciar las emisiones del proyecto. Aunque esta es una clasificación establecida por un Panel de expertos en el tema, en este estudio se describe como útil poder predecir las emisiones de un proyecto hidroeléctrico que, aunque para especialistas en el tema, de acuerdo a las magnitudes de la intensidad de emisiones y de densidad de potencia sea clasificado como de “emisiones cero”, el autor del estudio estima que una mejor descripción puede tenerse como un proyecto de emisiones bajas (energía limpia) con respecto a emisiones de fuentes fósiles, sobre el concepto de intensidad media de emisiones en un periodo de 100 años y como de emisiones “cero”.

Almeida et al. (2019), establecen que cerca del 10% de los embalses hidroeléctricos en el mundo tienen emisiones en términos de intensidades de GEI, comparables y hasta mayores a las de fuentes convencionales fósiles, y en algunos casos se ha evidenciado esto en proyectos de Amazonas. Al respecto, la planeación en la construcción de estos proyectos es importante para la reducción de emisiones de GEI teniendo en cuenta, por ejemplo, y de manera prevista la altitud (msnm) sobre las cuales estos se encuentran o se planean construir las presas; siendo más recomendable elevaciones más altas (con una media de 39 gCO₂e/kWh) en comparación con más bajas (133 gCO₂e/kWh), debido a la inundación de mayores superficies, pero no estrictamente con una mayor columna de agua para la generación de energía.

Además, Almeida et al. (2019), sugieren que 80 gCO₂e/kWh sea un valor de referencia para intensidad de GEI y para la generación sostenible de energía, siendo consistente con las metas de reducción de emisiones en el sector energético, según la Agenda 2.030 de las Naciones Unidas para el año 2040; para lo cual los resultados de las emisiones y la intensidad de GEI prevista en este estudio (5,6 gCO₂e/kWh) establecen criterios de cumplimiento de esta intensidad sugerida en el campo de embalses tropicales y como energía sostenible.

En una investigación de Cuadros Tejeda et al. (2019), se estima que la intensidad de emisiones de las plantas de hidroelectricidad más representativas de Colombia es de 27 gCO₂e/kWh, para el

2015 como año de referencia, aunque en este estudio calculan las emisiones y la intensidad (factor de emisión), utilizando factores de emisión que incluyen solamente las emisiones de CO₂ y de CH₄ por difusión, del Apéndice 2 en el IPCC del 2006. Se considera que, es uno de los valores que se tienen en cuenta sobre las emisiones de GEI y la producción de energía, que bajo las circunstancias de discusión en este estudio establece valores mayores a 5,6 gCO₂e/kWh, aun teniendo en cuenta las diferencias metodológicas para estos resultados.

9.3.1 Discusión de resultados según las etapas de emisiones en el proyecto hidroeléctrico

Prellenado

Las emisiones totales predichas para el prellenado 10.455 tCO₂e/año (1.045.498 tCO₂e en el ciclo de vida) (Tabla 8) identifican una menor magnitud en comparación con las FASR (4.742.281 tCO₂), que también son restadas, para obtener la huella neta. En términos de las coberturas del suelo, pastizales y matorrales, con un porcentaje de 67,8 %, seguido de los bosques, con 26,0 % y los cultivos con 2,3% (Tabla 5) representan las tres superficies que más biomasa pueden aportar en un alto porcentaje biomasa, antes de la introducción del embalse. Y al relacionar las coberturas con factores de emisión, se estiman varias de las emisiones que son importantes en el proceso de determinación de la huella neta de GEI en el embalse.

En varios Estudios de Impacto Ambiental (EIA) para la fase de licenciamiento por parte de las autoridades ambientales, se llevan a cabo procesos de determinación de las coberturas de suelo con la identificación de zonas que son susceptibles a despejar para tener menor cantidad en biomasa susceptible a generar GEI, y que se dan según el acceso a las zonas de acuerdo con las pendientes, entre otros factores. Esta información es muy importante, porque en el momento de prever la construcción de una hidroeléctrica, la limpieza de biomasa en el prellenado de presas es una manera que comúnmente se emplea en el proceso de construcción de presas y ayuda a también a disminuir afectaciones en la calidad del agua de las hidroeléctricas (Li et al., 2017); aunque las estimaciones de emisiones con G-res se hace con la base de información soportada en Google Earth Engine se hacen con la información disponible y de línea base.

Además de que gran parte del carbono orgánico disuelto en el agua proviene del carbono orgánico proveniente del suelo (Vachon et al., 2017), otras fuentes se derivan de actividades antropogénicas, como pueblos y actividades rurales e industriales, pueden contribuir a las emisiones de GEI en el río; representando magnitudes valorables e importantes para la determinación de la huella neta de GEI, antes del llenado del embalse y de la transformación el río (Li et al., 2020).

Fuentes Antropogénicas sin Relación (FASR)

Los resultados de las emisiones de las -Fuentes Antropogénicas sin Relación- en el embalse (Tabla 6) con valor de 47.423 tCO₂e/año hacen referencia a una cantidad de gases que no tienen relación directa o específica con el embalse, debida a nutrientes, carbono y emisiones de GEI directos debidos a afluentes de agua, que tienen la superficie inundada.

En la Tabla 9, se puede observar que, la descripción de los GEI corresponde principalmente al CH₄, con emisiones de 785,3 gCO₂e/m²/año en donde 688,7 gCO₂e/m²/año hacen referencia al 88% de las emisiones liberadas para las cuales se consideran aportes de 43,8 gCO₂e/m²/año como emisiones del uso del suelo y 644,9 gCO₂e/m²/año de aguas residuales, correspondiente a 6% y 94%; respectivamente.

Tabla 9. Emisiones de Fuentes Antropogénicas sin Relación (FASR).

Emisiones calculadas de CH₄ del embalse (gCO₂/m²/año)	785,3
Cantidad de CH₄ del total estimado debido a FASR (%)	88
CH₄ estimado debido a las FASR (gCO₂e/m²/año)	688,7
Suma del Riesgo ponderado del modelo	203
Participación del Impacto Antropogénico	
Emisiones de las FASR de la cobertura del suelo (gCO₂e/m²/año)	43,8
% del total de las emisiones de las FASR (Usos del suelo)	6

Continuación **Tabla 10.**

Emisiones de las FASR de las aguas residuales (gCO₂e/m²/año)	644,9
% del total de las emisiones de FASR (Aguas residuales)	94

Los cambios susceptibles de usos del suelo, según los resultados, identifican una menor proporción de emisiones; mientras que el aporte de GEI desde las aguas residuales que tienen ingreso a los ríos y al embalse en proceso de inundación, principalmente; muestran que, es más importante disminuir la contaminación del agua por descargas de aguas residuales, porque estas propician aportes de materia orgánica, en formas de carbono, nitrógeno y fósforo; que en el sector tienen bajos niveles de tratamiento, por condiciones de ruralidad, y niveles de saneamiento básico que en lo máximo considera pozos sépticos para el tratamiento de ellas, aunque se estima que las cargas susceptibles a llegar al sistema río-embalse no son tan altas como sí lo pueden ser en zonas que son más urbanizadas como ciudades.

Respecto a situaciones de eutrofización como objeto de estudio en la calidad del agua en embalses, la clasificación de un estado trófico en estas situaciones, permiten conocer grados de contaminación que tienen relación con las emisiones de GEI, dada la creación de condiciones propicias para anoxicidad, siendo ambientes más factibles para el CH₄, principalmente; en comparación con el CO₂. En el caso específico de G-res, la carga de aguas residuales industriales se establece en 0 de forma predeterminada (Prairie et al. 2017 a), pero las condiciones de P en el agua del embalse se estimaron como 202 µgP/L, de acuerdo a monitoreos del agua en el embalse.

Prairie et al. (2017 a), suman las cargas de P que se originan en el uso de la tierra y la carga de aguas residuales, y evalúan la contribución proporcional de los factores FASR al balance de P del embalse. Se supone que la participación de FASR en la concentración de P en el embalse que excede el estado natural esperado del cuerpo de agua corresponde a la participación respectiva de FASR en las emisiones elevadas de CH₄. Aunque sí ingresan más concentraciones de materia orgánica al río o al embalse, ello contribuye a más material para degradar y transformar en GEI. Prairie et al. (2017 a) dicen que actualmente no existe una metodología que respalde la relación de las FASR con la emisión neta heterotrófica de CO₂ del yacimiento.

Li et al. (2018) sugieren reducir las cargas de P para mitigar de manera positiva las emisiones de gases de efecto invernadero. Como un aspecto importante, esto permite tener conocimiento de las condiciones que favorecen las emisiones y tener menos fósforo disponible para la formación de gases, a través de la limpieza de biomasa antes del llenado, o el tratamiento de las aguas para disminuir las cargas contaminantes.

Construcción

Las emisiones totales debidas a la construcción como huella de GEI, estiman 4.664 tCO₂e/año o en su defecto 466.425 tCO₂e en su tiempo de vida, entendida como huella predicha, con información de los materiales ya implementados y ejecutados en la presa, y son dentro de los componentes descritos en la Tabla 8, las únicas emisiones que aumentan la huella neta; a diferencia de las emisiones del prellenado y de las emisiones de las FASR. Para una estructura que se define de manera típica, e incluye el núcleo de la presa, tubería, casa de máquinas, turbinas y generadores como en general lo describen Song et al. (2018).

Respecto a la construcción de las presas, G-res Prairie et al. (2017a) definen que las emisiones de este proceso se enmarcan en la infraestructura, trabajos asociados con la excavación, materiales y elementos para construcción; que se usan (o usarán) en la Presa, y se calculan a partir del uso de los materiales y de los factores de emisión. Donde el uso de materiales se presenta en términos de volumen o masa dependiendo de la clase de material, planta y transporte de materiales, concreto, rocas, unidades de generación, cables y conexiones, entre otros conceptos, movimientos de tierras, el relleno, obras de hormigón, aceras, caminos y puentes, y equipos (Prairie et al. 2017a).

En este estudio, dentro de la información insertada, se colocó el dato total de emisiones relativas a la construcción, de manera específica y total en las respectivas emisiones como información suministrada por la entidad del estudio. Y este valor es utilizado en el modelo, de manera proporcionada en un tiempo de 100 años de ciclo de vida asumida del embalse (Prairie et al. 2017b); mientras que el usuario también tiene la posibilidad de insertar las cantidades de materiales utilizadas si estas están premeditadas, y así también se estiman de manera particionada para 100 años. En el momento de la constitución de la presa, también se tienen cambios en el ciclo del

carbono y estos intervienen con cambios en el estado de las fuentes preexistentes de carbono y de nuevas vías de estas.

Como dato específico de la presa construida en este estudio, se describe como de -gravas y cara de concreto-, con un vertedero que está ubicado en el estribo izquierdo de la presa, y es del tipo canal abierto controlado con compuertas, tiene como finalidad evacuar los excesos de agua cuando se supere la capacidad de almacenamiento del embalse (cota 320 msnm).

Según lo relatan Wang et al. (2019), la clase de presa (de gravedad, de arco o de mampostería) es importante en el proceso del ciclo de vida de carbono, al igual que la capacidad de almacenamiento bajo el cual se construye una presa en términos de volumen; donde en ambos sentidos la operación y la construcción son también y en su orden, los criterios más relevantes en términos de huella de carbono.

De acuerdo a Song et al. (2018), dependiendo del tipo de presa, se emiten diferentes cantidades de gases, identificadas y clasificadas por su tipo de construcción como terraplén, de arco, de gravedad, y presas de contrafuerte, y en el caso de la primera, se tienen principalmente en tierra y roca, respectivamente. En estos alcances, a través del diseño, la selección de materiales, la optimización y el reciclaje de materiales se puede disminuir las emisiones de GEI, lo cual es importante considerar para que dentro de estos procesos exista una menor huella, y además cumplan con las condiciones de resistencia y criterios estructurales.

En estudios de referencia en China (Li et al., 2019), en los 5 embalses/presas más grandes de este país (entre 6.400 MW y 22.500 MW), se estudiaron en términos de capacidad instalada y generación de energía. Y para Ting et al. (2018), las actividades que consideran tienen más impacto en las emisiones de GEI son el llenado (rocas) y el concreto, y en comparación con la presa objeto de este estudio, ya se conocen más aspectos que ayudan a identificar las condiciones de emisiones de la misma.

Por su parte, en la identificación de los materiales que más impacto tienen en la huella de carbono, y debido al mayor uso de estos se encuentran la aplicación de cemento, PVC y acero (de manera decreciente) en factores de emisiones en función de energía (kgCO_2/MWh), y en varios estudios de huellas de carbono y ciclo de vida (Song et al., 2018), se tiene por ejemplo, que el acero reforzado es el material con el factor de emisión más alto ($2.200 \text{ kgCO}_2/\text{t}$) (Wang et al., 2019) en los procesos de construcción.

Como información complementaria, es importante detallar, que en G-res no se estiman emisiones respecto a la deconstrucción, tampoco al mantenimiento y consumibles durante la operación (Prairie et al. 2017 a). La mayoría de los Análisis de Ciclo de Vida (ACV) excluyen la etapa de demolición debido a la falta de datos, y algunos argumentaron que la mayoría de las presas permanecen para preservar los ecosistemas y ambientes adaptados, incluso aunque ya no producen energía hidroeléctrica (Song et al., 2018).

Post-llenado

Las emisiones netas en el Post-llenado de la Tabla 6 y la Tabla 8 identifican en el primer caso, que existe una mayor proporción de CH₄ (54.074 tCO₂e/año) que de CO₂ (34.615 tCO₂e/año), para un total neto de 88.689 tCO₂e/año, lo que permite establecer que son más los procesos de oxidación de la materia orgánica que de reducción.

Las emisiones de CO₂ y CH₄, según Tabla 6, en el post-llenado configuran que el 61% de las emisiones de GEI se dan por medio del CH₄ y que en su defecto el 39% estima un aporte de parte del CO₂, en el prellenado se presenta un 99% de aportes de CO₂ y un 1% de parte del CH₄; mientras que en las FASR se tiene un 100% de parte del CH₄; para finalmente tener aportes como huella neta de 94% de parte de CO₂ y 6% del CH₄ (Tabla 9).

Como aspectos importantes que se relacionan directamente con las emisiones netas, se tiene que, los parámetros asociados a la generación de CO₂ y de CH₄, se asocian a la disponibilidad de carbono presente en el agua del río que está embalsado, a la biomasa vegetal y animal sumergido, y al suelo sumergido; que bajo condiciones de óxicas y anóxicas en la columna de agua, permiten tener emisiones de GEI en una mayor proporción para la degradación aeróbica.

La respiración natural del suelo en condiciones de inundación y del postllenado propician una liberación de CO₂ en el agua como nuevo ambiente de reacción, mientras que procesos fotoquímicos del Carbono Orgánico de origen alóctono, con una alta influencia del tiempo de retención como factor clave, que propician sobresaturación de CO₂ en el agua; son vías de emisiones clave de CO₂ en el post-llenado. Y también, la oxidación del CH₄ a CO₂ por medio de las metanotrofas promueve también la liberación de más CO₂ a la atmósfera (Prairie et al., 2018).

Por otro lado, se estima que las emisiones de CH₄ son atribuibles a los embalses, dada las condiciones creadas de anoxicidad en la columna de agua, almacenamiento de materia orgánica y condiciones favorables para la metanogénesis como proceso de formación de este gas (Prairie et al., 2018), y que, en comparación con el CO₂, este se produce tanto antes como después de la conformación del embalse.

Emisiones netas totales

De manera global, los resultados configurados en la Tabla 6, la Tabla 8, la Fig. 27 y la Fig. 28 muestran el resultado de la huella neta de GEI en el embalse, con la condición específica del balance de GEI en sus diferentes épocas y actividades, y con respecto a la comparación que se hace en las huellas netas de un conjunto de embalses estudiados bajo una base de datos de G-res y en condiciones climáticas robustas y específicas, que en este caso aplica para la caracterización tropical del embalse Topocoro.

Según la Tabla 6, las emisiones de la huella neta por los gases se presentan por 79% de parte de CO₂ y 21% del CH₄, donde se identifica el predominio de las reacciones de oxidación en la degradación de la materia orgánica sumergida en la columna de agua en un periodo diferido a 100 años, y que en el caso del CH₄ aun en menor proporción es considerado un gas con potencial de calentamiento de 34 veces más que el CO₂ (con GWP34 aplicado en este estudio). Y de acuerdo con la Tabla 8, las emisiones netas de GEI corresponden a 447 gCO₂eq/m²/año en el embalse, mientras se tienen 3.547.550 tCO₂eq emisiones como huella en el tiempo de vida, después de considerar los aportes y la sustracción de emisiones debidas a los procesos que indican dentro del prellenado, postllenado, la construcción de la presa, y las emisiones de las FASR.

Un análisis que realiza (Li et al., 2019) en este tipo de situaciones, describe que los cambios biogeoquímicos en la materia orgánica presente en el embalse, cambios en los procesos hidrológicos, y los cambios en los usos del suelo son de manera general nuevas condiciones que hacen que en la etapa de post-llenado se tengan más emisiones de GEI. Y estos resultados (Tabla 6 y Tabla 8) tienen también, de manera implícita, las emisiones asociadas a los cambios de uso del suelo, y las que corresponden a los usos del embalse.

Goldenfum, (2010), y Li et al. (2019) argumentan que parte de los principales factores que intervienen en las emisiones tienen relación con la descomposición de la materia orgánica en el llenado del embalse, tienen que ver con el incremento de carbono alóctono por la productividad primaria en embalses (por fitoplancton y macrófitas), sedimentación de ambos auto y carbono alóctono y la transformación en CH₄ en el embalse, y la acumulación de GEI en el embalse y su transporte debido a la desgasificación (tras el paso por las estructuras hidráulicas, turbinas y vertedero). Y como existen varios tipos de suelos y tipos de usos, estos tienen balances negativos o positivos tanto antes como posterior al llenado, y así muchos de estos procesos describen cómo se tienen las emisiones de GEI (Prairie et al., 2018) en un proyecto como el que se presenta en este estudio.

Con respecto a la Fig. 27 y la Fig. 28 se considera que cuando se diferencia la condición climática del embalse, con respecto a los demás, de referencia en G-res, se identifica que la clasificación tropical tiene un rango de una huella neta más amplia (0-Aprox. 3.200 gCO₂e/m²/año) que en el caso que donde están todos los embalses (0-Aprox. 360 gCO₂e/m²/año). Y con una huella neta del embalse de 447 gCO₂eq/m²/año, el embalse en estudio se encuentra dentro del conjunto de huellas netas que constituyen el comportamiento de la mayoría de los embalses.

Un factor diferenciador, presente en el agua es el funcionamiento del carbono orgánico disuelto en el embalse, condiciones dadas también, por el tiempo de retención, la condición climáticas y temperatura del agua, y las condiciones de rayos UV (Vachon et al., 2017); que en este caso se tiene relación con más temperatura y tiempo de radiación sobre el cuerpo de agua.

En un contexto más general, y relacionado a la vez misma con la huella neta de emisiones, Song et al. (2018) establecen que dentro de las clasificaciones que pueden tenerse de los proyectos hidroeléctricos, se pueden considerar aspectos relacionados con la cantidad de agua, capacidad instalada, tipo de facilidad de generación tipo de generación de electricidad; como aspectos relevantes en las emisiones de GEI en embalses. Un importante aporte también lo realizan Jiang et al. (2018), que describe que a mayor capacidad instalada y con mayor electricidad generada se tiene una disminución de las emisiones; como un ítem que se debería tener en cuenta si se quiere tener embalses o proyectos de hidroelectricidad con menores impactos en el ambiente, en referencia a las emisiones de GEI.

En estudios referenciados por Song et al. (2018), se identifica que en la mayoría de casos, los embalses localizados en condiciones boreales y templadas tienen menores emisiones, entre 3 y 70 g CO₂ eq/kWh; mientras que los embalses de condiciones tropicales se ubican entre 8 y 6.647 g CO₂ eq/kWh, encontrando comparaciones similares de magnitudes de energías renovables como energía solar y eólica; aunque bajo ciertas circunstancias en embalses tropicales pueden tenerse emisiones muy superiores y similares a alcances de energías basadas en fuentes fósiles. Para lo cual, lo último representa un importante criterio para tener en cuenta, en el momento de estimar la huella de GEI desde los embalses tropicales en la generación de energía.

9.4 APORTES Y LIMITACIONES

Desde el punto de vista de las fuentes de energía de Colombia, la evaluación de la huella de carbono a través de G-res comprende una manera importante de conocer el sector y el mercado energético del país, de manera semejante a como lo hacen Morcillo et al. (2018).

Li et al. (2020) mencionan que pueden existir limitaciones frente a la determinación de la huella neta con el uso de G-res, debido al prellenado, a las FASR y aclaración del concepto espaciotemporal.

9.5 CONCLUSIONES

El embalse hidroeléctrico Topocoro con intensidad de emisiones de 5,6 gCO₂e/kWh tiene un valor menor a la media del conjunto de embalses contemplados en G-res (18,5 gCO₂e/kWh), indicando que, este embalse tiene un menor impacto ambiental para generar energía comparado con otros en el mundo, y con la densidad de potencia de 11,9 W/m² se establece como un proyecto MDL, clasificado como “carbono neutro” en Colombia.

La huella neta de 447 gCO₂e/m²/año, para Topocoro, según la distribución que tiene este dentro de un conjunto de comparación (Boreal, Templados, sub-tropicales y tropicales); y en la distribución tropical misma para la cual se caracteriza este embalse, identifica que para este caso la condición climática tropical no es estrictamente específica para tener mayores emisiones de GEI en la

generación de energía, que hay otros factores que no necesariamente son inherentes al clima y que también influyen en las emisiones de CO₂ y CH₄.

De acuerdo con la modelación, en el embalse Topocoro se favorecen de mejor manera las emisiones de GEI por medio de flujos difusivos de CO₂, teniendo un ambiente más propicio para la oxidación de la materia orgánica en la columna de agua, superando incluso a embalses de referencia en la base de estudio de G-res.

El aporte de emisiones de CH₄ en el embalse se presentó en un 80% por concepto de flujos de desgasificación, 15% por difusión y 5% por burbujeo; indicando que la despresurización del agua y liberación al aire libre posterior a la generación de energía es el factor más importante en las emisiones de CH₄ del embalse.

Con respecto a las etapas de prellenado, postllenado, Fuentes Antropogénicas Sin Relación y Construcción de la presa; en el análisis de la huella de carbono con G-res, la fase de postllenado representa la mayor cantidad de emisiones, dados los procesos de difusión de CO₂ y CH₄, y la desgasificación y el burbujeo de CH₄, posterior a la inundación de la biomasa, por medio de procesos fisicoquímicos y biológicos que se dan a lo largo del tiempo de vida. Mientras que otro de los procesos que también suman emisiones, la construcción, representa aportes por una actividad puntual a través de la infraestructura para el embalsamiento del agua.

La simulación de la huella neta de GEI con el uso de G-res permite identificar que los flujos difusivos de CO₂ y de desgasificación de CH₄ son los más representativos y con mayores magnitudes, para lo cual, de manera aplicada esta predicción permite sugerir acciones que disminuyan o mitiguen los procesos o elementos que intervienen en la generación de estos gases, de acuerdo a la clase de flujo; con el objeto de tener un menor impacto en el ambiente y favorecer los índices de intensidad de GEI.

9.6 AGRADECIMIENTOS

Al profesor Rubén Molina por su asesoría y acompañamiento en la simulación de las emisiones de Gases de efecto invernadero e instrucciones en demás temas técnicos relacionados con el estudio de los GEI.

Agradecimientos a Google Earth Engine, Sara Mercier-Blais por las aclaraciones técnicas sobre conceptos e inquietudes respecto G res Tool (<https://g-res.hydropower.org/>)(Prairie et al., 2017 a,b).

A EarthEnv por información con derivada de la precipitación, en Robison et al. (2014).

9.7 REFERENCIAS

- Almeida, R. M., Shi, Q., Gomes-Selman, J. M., Wu, X., Xue, Y., Angarita, H., Barros, N., Forsberg, B. R., García-Villacorta, R., Hamilton, S. K., Melack, J. M., Montoya, M., Perez, G., Sethi, S. A., Gomes, C. P., & Flecker, A. S. (2019). Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nature Communications*, *10*(1), 4281. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12179-5>
- Barros, N., Cole, J. J., Tranvik, L. J., Prairie, Y. T., Bastviken, D., Huszar, V. L. M., del Giorgio, P., & Roland, F. (2011). Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, *4*(9), 593-596. <https://doi.org/10.1038/ngeo1211>
- Bastviken, D., Cole, J., Pace, M., & Tranvik, L. (2004). Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, *18*(4). <https://doi.org/10.1029/2004GB002238>
- CDM Methodologies Panel. (2006). Draft thresholds and criteria for the eligibility of hydroelectric reservoirs as CDM projects. Report of the Nineteenth Meeting of the Methodologies Panel, Annex 10. UNFCCC. (Available at https://cdm.unfccc.int/Panels/meth/meeting/06/Meth19_repan_10_Hydro.pdf)
- Chai, X., Tonjes, D. J., & Mahajan, D. (2016). Methane emissions as energy reservoir: Context, scope, causes and mitigation strategies. *Progress in Energy and Combustion Science*, *56*, 33-70. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2016.05.001>
- Chen, Z., Ye, X., & Huang, P. (2018). Estimating Carbon Dioxide (CO₂) Emissions from Reservoirs Using Artificial Neural Networks. *Water*, *10*(1). <https://doi.org/10.3390/w10010026>
- Climate Bonds. (2021). The Hydropower Criteria for the Climate Bonds Standard & Certification Scheme.
- Cuadros Tejada, H. D., Cuellar, Y., Chiriví Salomón, J. S., & Guevara, M. (2019). GHG diffuse emissions estimation, and energy security to ENSO using MERRA-2 for largely hydroelectricity-based system. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 70-82.
- de Faria, F. A. M., Jaramillo, P., Sawakuchi, H. O., Richey, J. E., & Barros, N. (2015). Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs. *Environmental Research Letters*, *10*(12), 124019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124019>
- Delmas R. et al. (2005) Long Term Greenhouse Gas Emissions from the Hydroelectric Reservoir of Petit Saut (French Guiana) and Potential Impacts. In: Tremblay A., Varfalvy L., Roehm

- C., Garneau M. (eds) *Greenhouse Gas Emissions - Fluxes and Processes. Environmental Science*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-26643-3_13
- dos Santos, M. A., Damázio, J. M., Rogério, J. P., Amorim, M. A., Medeiros, A. M., Abreu, J. L. S., Maceira, M. E. P., Melo, A. C., & Rosa, L. P. (2017). Estimates of GHG emissions by hydroelectric reservoirs: The Brazilian case. *Energy*, 133, 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.05.082>
- Fearnside, P. M. (2015). Emissions from tropical hydropower and the IPCC. *Environmental Science & Policy*, 50, 225-239. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.002>
- Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Jambert, C., Dumestre, J.-F., Labroue, L., Richard, S., & Gosse, P. (1997). Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: A case study in French Guyana. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(4), 471-483. <https://doi.org/10.1029/97GB01625>
- Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Kouadio, G., Richard, S., & Gosse, P. (1999). Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(2), 503-517. <https://doi.org/10.1029/1998GB900015>
- Grinham, A., Dunbabin, M., & Albert, S. (2018). Importance of sediment organic matter to methane ebullition in a sub-tropical freshwater reservoir. *Science of The Total Environment*, 621, 1199-1207. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.108>
- Hertwich, E. G. (2013). Addressing Biogenic Greenhouse Gas Emissions from Hydropower in LCA. *Environmental Science & Technology*, 47(17), 9604-9611. <https://doi.org/10.1021/es401820p>
- International Hydropower Association. (2018). Hydropower status report. Sector trends and insights.
- Jiang, T., Shen, Z., Liu, Y., & Hou, Y. (2018). Carbon Footprint Assessment of Four Normal Size Hydropower Stations in China. *Sustainability*, 10(6). <https://doi.org/10.3390/su10062018>
- Kirschke, S., Bousquet, P., Ciais, P., Saunoy, M., Canadell, J. G., Dlugokencky, E. J., Bergamaschi, P., Bergmann, D., Blake, D. R., Bruhwiler, L., Cameron-Smith, P., Castaldi, S., Chevallier, F., Feng, L., Fraser, A., Heimann, M., Hodson, E. L., Houweling, S., Josse, B., Fraser, P. J., Krummel, P. B., Lamarque, J.-F., Langenfelds, R. L., Le Quérec, C., Naik, V., O'Doherty, S., Palmer, P. I., Pison, I., Plummer, D., Poulter, B., Prinn, R. G., Rigby, M., Ringeval, B., Santini, M., Schmidt, M., Shindell, D. T., Simpson, I. J., Spahni, R., Steele, L. P., Strode, S. A., Sudo, K., Szopa, S., van der Werf, G. R., Voulgarakis, A., van Weele, M., Weiss, R. F., Williams, J. E., & Zeng, G. (2013). Three decades of global methane sources and sinks. *Nature Geoscience*, 6(10), 813-823. <https://doi.org/10.1038/ngeo1955>
- Kumar, A., & Sharma, M. P. (2016a). A modeling approach to assess the greenhouse gas risk in Koteshwar hydropower reservoir, India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(8), 1651-1664. <https://doi.org/10.1080/10807039.2016.1209077>
- Kumar, A., & Sharma, M. P. (2016b). Assessment of risk of GHG emissions from Tehri hydropower reservoir, India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(1), 71-85. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1055708>

- Kumar, A., Sharma, M. P., & Yang, T. (2018). Estimation of carbon stock for greenhouse gas emissions from hydropower reservoirs. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 32(11), 3183-3193. <https://doi.org/10.1007/s00477-018-1608-z>
- Kumar, A., Yang, T., & Sharma, M. P. (2019a). Greenhouse gas measurement from Chinese freshwater bodies: A review. *Journal of Cleaner Production*, 233, 368-378. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.052>
- Kumar, A., Yang, T., & Sharma, M. P. (2019b). Long-term prediction of greenhouse gas risk to the Chinese hydropower reservoirs. *Science of The Total Environment*, 646, 300-308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.314>
- Li, S., Bush, R. T., Santos, I. R., Zhang, Q., Song, K., Mao, R., Wen, Z., & Lu, X. X. (2018). Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 147, 13-24. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.053>
- Li, Z., Du, H., Xiao, Y., & Guo, J. (2017). Carbon footprints of two large hydro-projects in China: Life-cycle assessment according to ISO/TS 14067. *Renewable Energy*, 114, 534-546. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.07.073>
- Li, Z., Du, H., Xu, H., Xiao, Y., Lu, L., Guo, J., Prairie, Y., & Mercier-Blais, S. (2019). The carbon footprint of large- and mid-scale hydropower in China: Synthesis from five China's largest hydro-project. *Journal of Environmental Management*, 250, 109363. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109363>
- Li, Z., Lu, L., Lv, P., Du, H., Guo, J., He, X., & Ma, J. (2017). Carbon footprints of pre-impoundment clearance on reservoir flooded area in China's large hydro-projects: Implications for GHG emissions reduction in the hydropower industry. *Journal of Cleaner Production*, 168, 1413-1424. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.091>
- Li, Z., Sun, Z., Chen, Y., Li, C., Pan, Z., Harby, A., Lv, P., Chen, D., & Guo, J. (2020). The net GHG emissions of the China Three Gorges Reservoir: I. Pre-impoundment GHG inventories and carbon balance. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120635. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123961>
- Lima, I. B. T., Ramos, F. M., Bambace, L. A. W., & Rosa, R. R. (2008). Methane Emissions from Large Dams as Renewable Energy Resources: A Developing Nation Perspective. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13(2), 193-206. <https://doi.org/10.1007/s11027-007-9086-5>
- Lu, S., Dai, W., Tang, Y., & Guo, M. (2020). A review of the impact of hydropower reservoirs on global climate change. *Science of The Total Environment*, 711, 134996. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134996>
- Macklin, P. A., Suryaputra, I. G. N. A., Maher, D. T., & Santos, I. R. (2018). Carbon dioxide dynamics in a lake and a reservoir on a tropical island (Bali, Indonesia). *PloS one*, 13(6), e0198678-e0198678. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198678>
- Medina-Mendoza, R., Hansen, A. M., Falcón Rojas, A., Bravo Inclán, L., Sánchez Chávez, J., Peñaloza Rueda, X., López Zúñiga, A., Huerto Delgadillo, R., Estrada Arriaga, E., et García Maldonado, J. G. (2017). Estudio de los flujos de gases de efecto invernadero (GEI) en el embalse de Valle de Bravo. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/2005/HC1709.1.pdf?sequence=1>

-
- Morcillo, J. D., Franco, C. J., & Angulo, F. (2018). Simulation of demand growth scenarios in the Colombian electricity market: An integration of system dynamics and dynamic systems. *Applied Energy*, 216, 504-520. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.02.104>
- Park, H., & Chung, S. (2018). pCO₂ Dynamics of Stratified Reservoir in Temperate Zone and CO₂ Pulse Emissions During Turnover Events. *Water*, 10(10). <https://doi.org/10.3390/w10101347>
- Prairie, Y. T., Mercier-Blais, S., Harrison, J. A., Soued, C., Giorgio, P. d., Harby, A., Nahas, R. (2021). A new modelling framework to assess biogenic GHG emissions from reservoirs: The G-res tool. *Environmental Modelling & Software*, 143, 105117. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105117>
- Prairie, Y. T., Alm, J., Beaulieu, J., Barros, N., Battin, T., Cole, J., del Giorgio, P., DelSontro, T., Guérin, F., Harby, A., Harrison, J., Mercier-Blais, S., Serça, D., Sobek, S., & Vachon, D. (2018). Greenhouse Gas Emissions from Freshwater Reservoirs: What Does the Atmosphere See? *Ecosystems*, 21(5), 1058-1071. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0198-9>
- Prairie Y.T., Alm J., Harby A., Mercier-Blais S., Nahas R. (2017)a. The GHG Reservoir Tool (G-res) Technical documentation. UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs. V3.0 (Updated 2021-10-27).
- Prairie Y.T., Alm J., Harby A., Mercier-Blais S., Nahas R. (2017)b. The GHG Reservoir Tool (G-res) User guide. UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs. V 3.0 (Updated 27-10-2021).
- Prairie Y.T., Alm J., Harby A., Mercier-Blais S., Nahas R. (2017)c. User guidelines for the Earth Engine functionality V2.2. UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs. V2.2 (Updated 27-10-2021).
- Räsänen, T. A., Varis, O., Scherer, L., & Kumm, M. (2018). Greenhouse gas emissions of hydropower in the Mekong River Basin. *Environmental Research Letters*, 13(3), 034030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa817>
- Robinson, N., Regetz, J. & Guralnick, R. P. (2014). EarthEnv-DEM90: A nearly-global, void-free, multi-scale smoothed, 90m digital elevation model from fused ASTER and SRTM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 87, 57-67. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.11.002>
- Scherer, L., & Pfister, S. (2016). Hydropower's Biogenic Carbon Footprint. *PLOS ONE*, 11(9), e0161947. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161947>
- Shirley, R., & Kammen, D. (2015). Energy planning and development in Malaysian Borneo: Assessing the benefits of distributed technologies versus large scale energy mega-projects. *Energy Strategy Reviews*, 8, 15-29. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2015.07.001>
- Song, C., Gardner, K. H., Klein, S. J. W., Souza, S. P., & Mo, W. (2018). Cradle-to-grave greenhouse gas emissions from dams in the United States of America. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 945-956. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.014>
- Teodoru, C. R., Bastien, J., Bonneville, M.-C., del Giorgio, P. A., Demarty, M., Garneau, M., Hélie, J.-F., Pelletier, L., Prairie, Y. T., Roulet, N. T., Strachan, I. B., & Tremblay, A. (2012). The

- net carbon footprint of a newly created boreal hydroelectric reservoir. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(2). <https://doi.org/10.1029/2011GB004187>
- Vachon, D., Prairie, Y. T., Guillemette, F., & del Giorgio, P. A. (2017). Modeling Allochthonous Dissolved Organic Carbon Mineralization Under Variable Hydrologic Regimes in Boreal Lakes. *Ecosystems*, 20(4), 781-795. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0057-0>
- Varol, M. (2019). CO₂ emissions from hydroelectric reservoirs in the Tigris River basin, a semi-arid region of southeastern Turkey. *Journal of Hydrology*, 569, 782-794. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.01.002>
- Wang, J., Chen, X., Liu, Z., Frans, V. F., Xu, Z., Qiu, X., Xu, F., & Li, Y. (2019). Assessing the water and carbon footprint of hydropower stations at a national scale. *Science of The Total Environment*, 676, 595-612. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.148>
- Wang, W., Roulet, N. T., Kim, Y., Strachan, I. B., del Giorgio, P., Prairie, Y. T., & Tremblay, A. (2018). Modelling CO₂ emissions from water surface of a boreal hydroelectric reservoir. *Science of The Total Environment*, 612, 392-404. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.203>
- Wen, Z., Song, K., Shang, Y., Fang, C., Li, L., Lv, L., Lv, X., & Chen, L. (2017). Carbon dioxide emissions from lakes and reservoirs of China: A regional estimate based on the calculated pCO₂. *Atmospheric Environment*, 170, 71-81. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.09.032>
- Yang, L., Lu, F., Zhou, X., Wang, X., Duan, X., & Sun, B. (2014). Progress in the studies on the greenhouse gas emissions from reservoirs. *Acta Ecologica Sinica*, 34(4), 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2013.05.011>
- Zhao, D., Wang, Z., Tan, D., Chen, Y., & Li, C. (2019). Comparison of carbon emissions from the southern and northern tributaries of the Three Gorge Reservoir over the Changjiang River Basin, China. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(4), 515-528. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.01.008>
- World Bank. 2017. Greenhouse Gases from Reservoirs Caused by Biogeochemical Processes. World Bank, Washington, DC. World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/29151>
- World Economic Forum (WEF). (2020). Fostering Effective Energy Transition 2020 edition.