UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Cuantificación de gases de efecto invernadero generados en represa y embalses tropicales: caso Calima – Valle del Cauca

Sandra Patricia Loaiza Mera

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de ingeniería y administración
Escuela de Posgrados
Palmira, Colombia
2016

Cuantificación de gases de efecto invernadero generados en represa y embalses tropicales: caso Calima – Valle del Cauca

Sandra Patricia Loaiza Mera

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería Ambiental

Director (a):

Ph.D. Juan Gabriel León

Línea de Investigación:

Desarrollo sostenible y ecología socio ambiental

Grupo de Investigación:

Grupo Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de ingeniería y administración

Escuela de Posgrados

Palmira, Colombia

2016

(Dedicatoria)

A mi hermana Carolina por ser el ejemplo de una hermana mayor, que con su confianza y fortaleza me regalo fuerza para llevar acabo este proyecto; a mi mama por su apoyo y paciencia y a mis amigos y compañeros que me brindaron su apoyo y todos aquellos que participaron directa o indirectamente en la elaboración de esta tesis.

¡Gracias a ustedes!

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Colombia y la Facultad de Ciencias Agropecuarias.

Al Laboratorio de GEI de CIAT por las facilidades brindadas.

A Juan Gabriel león por su constante apoyo durante todo el proceso.

A Ngonidzashe Chirinda por su invaluable y constante apoyo.

A mi compañero: David Alejandro Muñoz.

A mis compañeros de CIAT por darme su apoyo

A la empresa Epsa por la autorización de trabajar en el embalse.

Resumen

El aumento de las concentraciones de los gases de efecto invernadero a la atmosfera en los últimos años es considerable a causa del desarrollo económico e industrial, debido a esto las emisiones altera la dinámica de la atmosfera contribuyendo al cambio climático, lo cual es un problema de tipo ambiental de gran importancia.

La presente investigación cuantificó las emisiones de gases de efecto inverandero con base en los flujos emitidos en las diferentes zonas biogeoquímicas del embalse Calima a través de monitoreos mensuales y de la adaptación de metodologías para la cuantificación de los mismos dentro del ciclo del carbono y nitrógeno; para la determinación de las concentraciones de gases en las zonas de ebullición y difusión, se emplearon las metodología de embudos y cámaras flotantes respectivamente, las cuales fueron analizadas por medio de cromatografía de gases con detectores FID y ECD para la cuantificación de metano,dióxido de carbono y óxido nitroso correlacionados con la condiciones climáticas de cada zona de estudio y de esta manera establecer las emisiones acumulativas de cada sistema; para establecer la dinámica del carbono y el nitrógeno en la columna de agua.

Las emisiones de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) del embalse Calima (Darien – Valle del Cauca) fueron cuantificadas durante un año. Los flujos difusivos y concentraciones fueron medidos desde la superficie del reservorio y en la columna de agua respectivamente, en el periodo comprendido entre el 2012 y 2013. Las emisiones de ebullición que se producen a profundidades inferiores a 10 metros fueron medidas a partir de embudos en las zonas litorales del embalse.

El total de emisiones de carbono fue de (FCO_2 = 11515 $mmol.m^{-2}.$ $año^{-1}$ y FCH_4=1030 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$) en el año de cuantificación. Los flujos de metano provenientes de ebullición de la superficie del embalse no fueron predominantes en las evaluaciones del embalses comparado con los flujos difusivos.El potencial de calentamiento global fue de 2392 Gg

$CO_{2\ eq}$. Donde la mayor contruibución es proveniente de las concentraciones de dioxido de carbono.

La mayor parte del carbono que interviene en el balance procede de su cuenca tributaria de acuerdo a los resultados obtenidos. Al analizar la contribución de los embalses al cambio climático no puede obviarse que todo el carbono que interviene en el balance es “actual;" es decir, carbono recientemente fijado.Donde la condiciones climaticas y los diferentes usos del suelo de la cuenca afecta la descarga de sedimentos lo que favorece a largo plazo a la perdidad de capacidad del embalse favoreciendo las condiciones eutróficas, que permiten el aumento de gases de efecto invernadero por la transformación de la materia organica.

Palabras clave: Cambio climático, metano, óxido nitroso, dióxido de carbono, embalses tropicales, Emisiones.

Abstract

The increasing in the concentration of Greenhouse gases to the atmosphere in the last years is considerable due to the economic and industrial development which causes the produced emissions to alter the dynamics of the atmosphere contributing to climate change, creating an environmental problem of big importance.

The following investigation quantified the Emissions of gases based on the fluxes emitted in different biogeochemical areas of the reservoirs through a monthly monitoring and the adaptation of methodologies to quantify them within the carbon and nitrogen cycle in areas flooded with reservoirs and/or dams to determine the concentration of gases in boiling and diffusion areas, the methodology of funnels and floating chamber were used respectively, which were analyzed through gas chromatography with FID and ED detectors to quantify Methane, carbon dioxide and nitrous Oxide correlated to the climate conditions in every zone of study and in this way to establish the accumulative emissions of every System and to also indicate the dynamic of carbon and nitrogen in the water column.

The emissions of carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) Of the Calima (Darien-valle del Cauca) Reservoir were quantify during a year. The diffusive fluxes and concentrations were measured from surface of the reservoir and by the water column respectively, in 2012 and 2013. The ebullition emissions produced less than 10 meters under water were measured through the use of funnels at the littoral zones of the reservoir. The total of carbon emissions were (FCO_2=11515 $mmol.m^{-2}.year^{-1}$ and FCH_4=1030 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$) during the year of quantification. The methane fluxes that came from the boiling of the reservoir surface were not predominant in the evaluations of the reservoir Compared to the diffusion fluxes. The potential of global warming was of 2392 Gg CO_2 eq. Where the major Contribution came from the concentrations of carbon dioxide.

The majority of carbon that intervenes in the balance comes from its tributary basin. When analyzing the contribution of the reservoirs to the climate change we cannot ignore that all

the carbon that contributes in the balance is current (carbon recently contained or fixed). Where the climate conditions and the different uses of soil of the basin affects the discharge of sediments which favors long term to the lost of capacity of the reservoir, making it ideal for eutrophic conditions, which allows the increasing of green house gases due to the transformation of the organic matter.

Keywords: climate change, methane, nitrous oxide, carbon dioxide, tropical reservoirs, Emissions

Contenido

Pág.

Resumen ..... **IX**

Lista de figuras ..... **XV**

Lista de tablas ..... **XVII**

Lista de Símbolos y abreviaturas ..... **XVIII**

Introducción **1**

1. Justificación **3**

2. Objetivos **5**
2.1 Objetivo general 5
2.1.1 Objetivos específicos 5

3. Revisión de literatura **6**
3.1 Ecosistemas acuáticos y gases de efecto invernadero. 6
3.1.1 Carbono. 6
3.1.2 Balance de carbono en los embalses. 8
3.1.3 Nitrógeno. 9
3.2 Centrales hidroeléctricas. 10
3.3 Embalse de Calima. 10
3.3.1 Descripción geográfica. 11
3.3.2 Ecología. 12
3.3.3 Climatología. 12
3.3.3.1 Temperatura 12
3.3.3.2 Vientos 13
3.3.4 Hidrología. 13
3.3.4.1 Fuente de agua y clasificación de las fuentes 13
3.4 Cambio climático y embalses. 14
3.4.1 Las vías de participación de los embalses en cambio climático. 16
3.4.2 Los embalses y los gases de efecto invernadero. 16
3.4.3 Balance de gases de efecto invernadero en lagos y embalses. 18
3.4.4 Los gases de efecto invernadero según el tipo de embalse. 19

4. Materiales y métodos. **25**
4.1 Localización de la zona de estudio. 25
4.2 Programación de misiones de campo. 27

4.2.1 Medidas y observaciones. 27
4.3 Metodología. 28
4.3.1 Sintesis de regímenes de precipitación, temperatura, radiación solar y velocidad del viento. 28
4.3.2 Concentración de gases de efecto invernadero en la columna de agua. 29
4.3.2.1 Tratamiento de las muestras 29
4.3.3 Calidad de agua – nutrientes. 30
4.3.3.1 Tratamiento de las muestras 30
4.3.4 Monitoreo de parámetros físico –químicos 32
4.3.5 Estimación de flujos difusivos. 32
4.3.6 Medición de los flujos de ebullición 35
4.3.7 Potencial de Calentamiento Global y las emisiones de carbono por MWh 36
4.3.8 Extracción de núcleos y análisis de sedimentos. 36
4.3.9 Tratamiento de los datos. 36

5. Resultados y discusiones 39
5.1 Síntesis de regímenes de precipitación, temperatura ambiente, radiación solar y velocidad del viento. 39
5.2 Nutrientes y sulfatos en la columna de agua. 41
5.3 Caracterización físico – química de las aguas del embalse. 49
5.4 Concentraciones en la columna de agua. 55
5.5 Emisiones de GEI hacia la atmosfera 61
5.5.1 Emisiones de dióxido de carbono, metano y oxido nitroso por flujos difusivos 61
5.6 Flujo de ebullición 66
5.7 Potencial de calentamiento global 67
5.8 Concentraciones de nutrientes y gases en sedimentos 70
5.9 Analisis de componentes principales. 71
5.10 Análisis de la bioquímica y emisiones de gases de efecto invernadero generadas en el embalse Calima. 73

6. Conclusiones 75

Anexos 77

Bibliografía 83

Lista de figuras

Pág.

Figura 1: Principales procesos y compartimentos implicados en el ciclo del carbono, en los ecosistemas acuáticos epicontinentales (Palau y Alonso, 2010). 8
Figura 2: Efectos del cambio climático en embalses (Palau & Alonso, 2008). 15
Figura 3: Procesos más importantes relacionados con el ciclo del carbono en embalses boreales poco después de su llenado (Palau y Alonso, 2008). 22
Figura 4: Procesos más importantes relacionados con el ciclo del carbono en embalses boreales después de varios años de funcionamiento (Palau y Alonso, 2008). 23
Figura 5: Emisiones de gases de efecto invernadero, en embalses tropicales durante el periodo de maduración (primeros anos despues del primer llenado) y despues de este (> a 10 años). Modificado (Palau & Alonso, 2008). 23
Figura 6: Zona de estudio y estaciones de monitoreo, las de color amarillo correspondes a medición in situ de parámetros físico químico, toma de muestras para concentraciones de gas en columna de agua y nutrientes; las de color naranja determinación de emisiones de flujos difusivos. La marca verde corresponde a puntos de muestreo de ebullición. ... 26
Figura 7: Toma de muestras para concentraciones de GEI en la columna de agua. 29
Figura 8: Filtraje y envasado de muestras para nutrientes 30
Figura 9: Lectura de parámetros físico-químicos del agua..... 32
Figura 10: Cámaras flotantes para captura de flujos difusivos de GEI..... 33
Figura 11: Sistemas de embudos y toma de muestra para análisis de flujos de ebullición. 35
Figura 12: Temperatura mínima, media y máxima para cada unos de los meses de muestreo. 40
Figura 13: Media mensual de la velocidad del viento a 10 m de altura y la precipitación acumulada mensual en el embalse de Calima..... 40
Figura 14 : Radiación solar durante los meses de monitoreo en el embalse de Calima.. 41
Figura 15: Perfiles verticales de nitratos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 45
Figura 16: Perfiles verticales de nitritos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 46
Figura 17: Perfiles verticales de fosfatos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 47
Figura 18: Perfiles verticales de sulfatos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 48

Figura 19: Perfiles verticales de amonio en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 49
Figura 20: Perfiles en la columna de agua de oxígeno disuelto (% de saturación) en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 52
Figura 21: Perfiles en la columna de agua de temperatura en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 53
Figura 22: Perfiles en la columna de agua de conductividad en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. 54
Figura 23: Perfiles en la columna de agua de pH en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. En este parámetro se empezo desde Abril del 2012 por problemas de calibración de la sonda. 55
Figura 24 : Concentración de metano en la columna de agua en las diferentes estaciones de monitoreo del embalse Calima. 59
Figura 25: Concentración de dióxido de carbono en la columna de agua en las diferentes estaciones de monitoreo del embalse Calima. 60
Figura 26: Concentración de óxido nitroso en la columna de agua en las diferentes estaciones de monitoreo del embalse Calima. 61
Figura 27: Flujos difusivos de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso medidos y calculados en las estaciones C2, C3, C4, C5 del embalse Calima. 65
Figura 28: Potencial de calentamiento global para las estaciones de monitore de flujos difusivos del embalse Calima. 68
Figura 29: Factor de emisión (kg-CO_{2eq}.MWh^{-1}) de embalses tropicales en América del Sur en función de la densidad energética (MWh^{-1}). Figura de Gunkel: *Hydropower, a green energy? Tropical reservoirs and greenhouse gas emissions, Clean-soil, air, water, 2009.* 69
Figura 30: Perfiles de concentraciones-profundidad de carbono inorgánico particulado, carbono orgánico particulado, azufre, fosfato disuelto, nitrato disuelto, manganeso disuelto, hierro disuelto, sulfato disuelto y metano en los sedimentos de Calima en la estación C5. 71
Figura 31: Analisis de componentes principales para las estaciones de monitoreo del embalse Calima. Con: conductividad eléctrica, Tem: temperatura en la columna de agua, OD: óxigeno disuelto y pH. 72

Lista de tablas

Pág.

Tabla 1: Flujos de Carbono en los ecosistemas terrestres (Houghton, 1996.) 9
Tabla 2 : Datos sobre emisiones de CO_2 en lagos y embalses de varios países 18
Tabla 3: Características del embalse Calima. 27
Tabla 4: Estaciones de monitoreo en el embalse de Calima en el municipio de Daríen.. 28
Tabla 5: Valores de PCG para diferentes horizontes de tiempo (IPCC, 2007) 36
Tabla 6 : Concentraciones promedio y rangos de nutrientes en la columa de agua de las estaciones monitoreadas del embalse Calima. 44
Tabla 7: Caracterización físico – química de las estaciones de monitoreo del embalse Calima. 51
Tabla 8: Concentraciones GEI promedio en la columna de agua y rango para las estaciones de monitoreo en el embalse Calima en µmol.L^{-1}. 58
Tabla 9: Emisiones promedio de óxido nitroso calculadas a partir de las concentaciones superficiales en la columna de agua. 64
Tabla 10: Promedio de los estimadores de error en función de los flujos difusivos medidos y calcualdos 64
Tabla 11: Resumen estadístico de la zona de datos de emisiones por unidad de los embalses del mundo (Para depósitos incluidos en el estudio, y las fuentes, véase el Anexo D). 66
Tabla 12: Volumen colectado de gas producido en zonas litorales del embalse Calima. 67
Tabla 13: Componentes principales de las variables físico – químicas y concentraciones de la columna de agua de las estaciones seleccionadas para el estudio de GEI en el embalse Calima. 71

Lista de Símbolos y abreviaturas

Símbolos con letras latinas

Símbolo	Término	Unidad SI	Definición
A	Área	Km^2	$\iint dx\ dy$
L	Longitud	m	*DF*
T	Temperatura	C^o	*DF*
t	tiempo	s	*DF*

Abreviaturas

Abreviatura	Término
GEI	Gases de efecto inverandero
OD	Oxigeno disuelto
CO_2	Dióxido de carbono
CH_4	Metano
N_2O	Óxido nitroso
MO	Materia organica
CE	Conductividad electrica

Introducción

El lago Calima se encuentra ubicado en el municipio de Calima – Darién, puesto en operación en el año de 1966, como parte de un proyecto multipropósito que se alimenta del Río Bravo. Este lago forma parte de un proyecto hidroeléctrico y turístico para generar energía para el departamento del Valle del Cauca, el lago tiene una capacidad de almacenamiento inicial de 581 millones de metros cúbicos a su altura máxima de elevación de 1400-1500 metros sobre el nivel del mar y un área de captación de 70 kilómetros cuadrados (Wikipedia, 2015). Se ha evidenciado que estos cuerpos de agua podrían almacenar y emitir gran cantidad de carbono en su forma de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) al igual que óxido nitroso (N_2O) que por el momento no son considerados dentro de los balances globales (Cole et al., 2007; Downing et al., 2006; Guérin et al., 2007). Para comprender la dinámica de emisiones de gases de efecto invernadero se han desarrollado monitoreos temporales exhaustivos en embalses a nivel tropical con el propósito de determinar con precisión la contribución de estos sistemas.

En este contexto, los embalses, que si bien son considerados como una fuente de emisiones de gases de efecto invernadero de origen antrópico a causa de su naturaleza; su comportamiento, responde a los mismos procesos físico-químicos y degradación de la materia orgánica (MO) que un ecosistema acuático de origen natural. A pesar de que existen en la actualidad grandes incertidumbres en relación a la magnitud precisa de emisiones de estos sistemas, diversos estudios (Guérin y Abril, 2007; Guérin et al., 2008) sugieren que los embalses pueden contribuir en un 4% y 12% de las emisiones globales de origen antrópico de CO_2 y CH_4 respectivamente. Tales estimaciones difieren de manera considerable con las apreciaciones que pueden encontrarse en el Informe especial de (Edenhofer et al., 2011) donde se asegura que las emisiones de GEI de embalses son probablemente insignificantes cuando se consideran las emisiones netas generadas en estos sistemas. De hecho, tal y como lo sostiene Pareckh (2011), la pregunta no es si los embalses emiten más o menos GEI en relación a sistemas naturales en general, sino, en términos de emisiones, cuál es el cambio en el lugar del embalse antes y después de su

construcción. Es probable que el medio natural antes de la inundación fuese un sumidero de gases, lo que sugeriría que las emisiones netas serían mayores después de la inundación.

En este sentido, este trabajo muestra el desarrollo del acople de las diferentes metodologías y parámetros que comprende estos ecosistemas, con el objetivo de establecer la relación entre los ecosistemas naturales. Este tipo de evaluaciones son útiles para establecer estrategias de mitigación en sistemas lacustres en Colombia.

1. Justificación

Las emisiones de GEI en el contexto del Calentamiento Global en el suelo son consideradas de vital importancia en los balance globales de carbono; sin embargo, en los ecosistemas acuáticos, los ríos son los únicos considerados en estos balances de acuerdo con el (IPCC, 2006) descartando los aportes de otros ecosistemas como lagos, represas,embalses y zona inundadas; en consecuencia, resulta indispensable realizar estudios más preciosos que permitan documentar mejor el comportamiento de dichos sistemas en este aspecto, debido a que en el 2006, estas emisiones generadas por embalses y represas son tomadas en cuenta en los inventarios nacionales de emisiones de GEI (IPCC, 2006) y lo serán en los cálculos de créditos de carbono ya que diferentes estudios han identificado que estos cuerpos de agua son grandes contribuyentes de CO_2 y CH_4 a la atmosfera (Galy-Lacaux et al ., 1999; Saint Louis, 2000; Abril et al.,2013).

Por ello las implicaciones sobre las elecciones estratégicas de conservación de estos ecosistemas en términos de acceso a la energía serán importantes para los países en desarrollando teniendo en cuenta: (i) el incremento de la demanda energética de estos países, (ii) el bajo costo de la fuente hidroeléctrica, (iii) el gran potencial de esta fuente energética en zona tropical y (iv) de la intensidad de emisiones asociadas a los reservorios en esta zona.

En este sentido y en un contexto de desarrollo sostenible, resulta importante intentar predecir con la mayor exactitud posible las emisiones que tendrán lugar en estos sistemas antes del proceso de inundación del embalse y estudiar las diferentes opciones energéticas disponibles como alternativa, particularmente, en la zona tropical. Debido a que la generación de energía hasta hace muy poco tiempo era considerada como una fuente de energía limpia desde el punto de vista de las emisiones de GEI; sin embargo, la construcción y explotación de sistemas de embalses y represas se enmarca en el contexto de una importante modificación del uso del suelo a causa de una actividad antrópica, donde se presenta un cambio de un ecosistema fluvial y terrestre a un ecosistema acuático

lacustre. A través de un enfoque multidisciplinario, se propone estudiar las fuentes de carbono y de nitrógeno, así como los procesos físicos - químicos que están al origen de las emisiones de GEI sobre sistemas de embalses de la zona tropical en Colombia. Particularmente, este proyecto busca apoyar de forma directa los esfuerzos internacionales actualmente en curso que instituciones tales como el IRD de Francia desarrollan en América Central (México), Cuenca Amazónica (Brasil y Guyana Francesa) y Asia (India y Laos) sobre estos cuerpos de agua continentales. Dichos esfuerzos están enfocados hacia la generación de una base de datos que contenga información completa en relación a la cuantificación precisa de las emisiones de CO_2, CH_4 y N_2O generados.

El propósito de esta investigación tiene como objetivo complementar esta información que permita comprender y cuantificar con mayor precisión la participación de estos cuerpos de agua en medio tropical. Finalmente, con el fin de predecir las emisiones de embalses y represas, las fuentes de carbono y nitrógeno, así como los procesos que dan origen a las emisiones, para poder desarrollar modelos adaptados que permitan la elaboración y la validación de inventarios de emisiones de GEI a escala regional. Dichos modelos son iniciativas a largo plazo que sólo tendrán lugar en el momento que la actividad de estos ecosistemas acuáticos estén bien documentados.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Determinar el impacto de las emisiones de GEI generadas en embalses tropicales de montaña caso específico Calima – Valle del Cauca.

2.1.1 Objetivos específicos

Los objetivos específicos de esta investigación son:

- Establecer la contribuciones de las diferentes vías de emisión de GEI en el embalse Calima.
- Predecir la relación que existe entre los procesos físico – químicos y las emisiones de GEI en el embalse Calima.
- Generar la primera bases de datos de emisiones de GEI en embalse tropicales de montaña a nivel nacional.

3. Revisión de literatura

3.1 Ecosistemas acuáticos y gases de efecto invernadero.

3.1.1 Carbono.

El carbono es el elemento en torno al cual se organiza la vida en la tierra. Todas las formas de vida conocidas son estructuras más o menos complejas de carbono elemental y de compuestos de carbono. Las principales reservas de carbono en la tierra se encuentran en el CO_2 atmosférico, en los fondos marinos y en los depósitos geológicos minerales (rocas carbonatadas y combustibles fósiles). En condiciones naturales, la actividad fotosintética y la respiración gobiernan el equilibrio de carbono en la tierra, con la participación, en el caso de los ecosistemas acuáticos, de los procesos de precipitación química de compuestos carbonatados (IPCC, 2007).

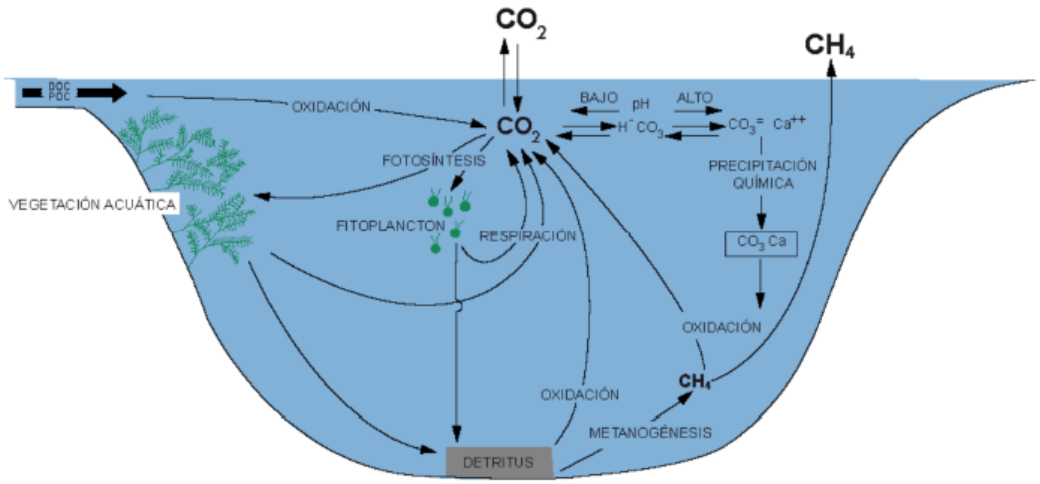
El problema del cambio climático debido al aumento de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera es, en esencia, una cuestión de alteración de la velocidad del ciclo del carbono. En condiciones naturales, una pequeña fracción del carbono se va acumulando en el fondo de mares y océanos, que actúan como grandes sumideros de carbono a escala planetaria, en forma de materiales carbonatados y carbono orgánico fósil. En estos depósitos el carbono acumulado queda fuera del ciclo por espacio de 10^4 -10^6 años, hasta que por procesos tectónicos o de vulcanismo, vuelve a ser expuesto a la atmósfera y se mineraliza dando CO_2 que cierra su ciclo. Lo que la naturaleza hace en 10^4 - 10^6 años, el hombre lo lleva a cabo, mediante la extracción y aprovechamiento energético de recursos fósiles, en 10^1 -10^2 años, de manera que inyecta en la atmósfera, en un reducido espacio de tiempo, una mayor cantidad de carbono que la que correspondería en la escala de tiempo natural (Palau, Alonso, & Corregidor, 2010).

Los ecosistemas acuáticos, a gran escala en el caso de mares y océanos y a una escala muy modesta los ecosistemas acuáticos epicontinentales, tienen todos los mecanismos para actuar como sumideros de carbono. De hecho, esa es una de sus principales funciones dentro del ciclo del carbono (Palau & Alonso, 2008), que ningún otro ecosistema puede hacer con una eficacia comparable. La posible contribución de los embalses al cambio climático viene a través de sus emisiones de dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4), que junto con los compuestos que forman parte del sistema carbónico-carbonatos (HCO_3^{-1}+ CO_3^{-2}) son las formas químicas inorgánicas más importantes del carbono en los ecosistemas acuáticos (Figura 1).

De forma simple, el CO_2 está asociado a las actividades de fotosíntesis, respiración y junto con el calcio, está integrado en el sistema carbónico-carbonatos, que juega un papel clave en la estabilización del pH del agua en los ecosistemas acuáticos epicontinentales (Palau & Prieto, 2009). El metano por su parte, proviene de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica. En cuanto a los compartimentos implicados en el ciclo del carbono de un ecosistema acuático, son básicamente cuatro: la atmósfera, la masa de agua, los sedimentos y los seres vivos.

Es importante destacar que en los ecosistemas acuáticos existe un importante aporte de carbono orgánico e inorgánico, bien sea disuelto o particulado, asociado al propio flujo de agua circulante. En los embalses, al estar intercalados en ríos, en cuencas a menudo pobladas y con tiempos de residencia del agua en su interior más bien pequeños (meses a lo sumo en la gran mayoría de casos), este aporte es aún más importante, pudiendo representar la mayoría del carbono que el embalse tendrá que procesar (Bieco, 2015).

Figura 1: Principales procesos y compartimentos implicados en el ciclo del carbono, en los ecosistemas acuáticos epicontinentales (Palau y Alonso, 2010).



Las emisiones de GEI atribuidas a los embalses tropicales están basadas en investigaciones realizadas en Latinoamérica sobre sistemas inundados de bosques primarios característicos de una zona de estudio con vegetación nativa y para los cuales el tiempo de residencia de las aguas varía de 3 a 6 meses (Tremblay, 2005).

3.1.2 Balance de carbono en los embalses.

Como ya se ha indicado, lo habitual es que la contribución de los embalses al cambio climático se mida sólo a partir de la cantidad de gases de efecto invernadero (CO_2, CH_4) que emiten a la atmósfera. Sin embargo, un balance completo (Figura 1) debe tener también en cuenta la cantidad de carbono que queda retenida en los sedimentos, en forma de materia orgánica o inorgánica procesada por el embalse, mayoritariamente aportada por sus tributarios (Palau,2010).

Además, para interpretar correctamente la contribución de un embalse al cambio climático, hay que tener en consideración, cuál es el balance de carbono del ecosistema terrestre al que sustituyeron, por inundación, tras la construcción de la presa. En la Tabla 1, se muestra las tasas de fijación de carbono en forma de CO_2, para distintos tipos de cubierta vegetal propios de la zona de estudio. Los valores se deducen de Houghton (1996). En la zona de estudio donde se localiza el embalse Calima, la vegetación más común sería la de bosque tropical.

Como se puede ver en la Tabla 1, el bosque tropical está entre la vegetación que más carbono fija. Es importante destacar que todas estas cifras se refieren al balance entre lo que la vegetación fija con la fotosíntesis y lo que emite con la respiración, pero no está contemplado todo el carbono emitido por toda la vida heterótrofa (animales, bacterias, hongos) que habita en cada masa vegetal (Margalef, 1992).

Tabla 1: Flujos de Carbono en los ecosistemas terrestres (Houghton, 1996.)

Ecosistema	Área Mha	Vegetación Pg C	Suelo Pg C
Bosque tropical	-508	-59	-42
Bosque templado	-91	-26	-17
Bosque boreal	-4	-6	-3
Bosque total	-603	-91	-62
Ecosistemas no forestales	+603	+1	+31

3.1.3 Nitrógeno.

El ciclo del nitrógeno en los ecosistemas acuáticos es muy complejo y se encuentra regulado por el potencial de oxido-reducción existente en los diferentes compartimentos de la masa de agua (Baron *et al*., 2013). En presencia de luz, los autótrofos en general son capaces de asimilar el nitrógeno en todas sus formas, desde el nitrógeno molecular hasta el nitrato, y lo incorporan a la red trófica. En la fase de descomposición, el nitrógeno contenido en los organismos va siendo oxidado mediante acción bacteriana (Palau & Alonso, Embalse y cambio climático, 2008). Si hay oxígeno, lo que corresponde a un potencial de oxido-reducción elevado, actúan las denominadas bacterias nitrificantes, que son aerobias y acaban dando nitrato. Sin embargo, si se agota el oxígeno, el proceso de descomposición de la materia orgánica continúa por vía fermentativa y aparecen, entre otras, las bacterias desnitrificantes que utilizan moléculas oxidadas de nitrógeno como aceptores terminales de electrones. Es decir, en vez de oxígeno “respiran” nitrito y nitrato y, como producto de este metabolismo, se desprende N_2 y N_2O, los cuales pueden ser liberados a la atmósfera, o incorporados de nuevo por organismos fijadores de nitrógeno como las cianobacterias en el agua o las bacterias de los nódulos radicales de muchas plantas (leguminosas, alisos, etc.) en los suelos terrestres (Beaulieu *et al*., 2014).

3.2 Centrales hidroeléctricas.

Las centrales que tienen agua represada para la regulación de energía, se denominan centrales de agua efluente. En este tipo de centrales la energía producida depende de las precipitaciones de esa estación; en las épocas más lluviosas desarrollan la potencia máxima, mientras que en el verano apenas producen energía (Manrique España, 2010).

Las centrales de agua represada pueden ser de dos tipos, de regulación o de bombeo. Las centrales de regulación son aquellas que tienen la posibilidad de almacenar agua que fluye en el río, siendo especialmente interesante para cubrir horas de consumo. Las centrales de bombeo se utilizan para acumular caudal, llegando a éstas mediante bombeo desde aguas abajo en el momento que existe exceso de energía; también se llaman centrales de acumulación (Uribe Velásquez, 2002).

3.3 Embalse de Calima.

La Central Hidroeléctrica de Calima fue inaugurada en 1965. Está situada a 100 km de la ciudad de Cali, Colombia, en el municipio del Darién. Tiene como funciones proveer regulación estacional al sistema regional, supliendo las deficiencias de otras plantas durante las épocas de estío y atender las demandas máximas de reserva para subsanar fallas imprevistas en otras unidades del sistema regional (Sierra Palacios, 2013). Este embalse artificial opera a 1400 m.s.n.m. captando aguas de los ríos Bravo y Calima que aportan en conjunto cerca de $14 m^3 s^{-1}$ bajo un régimen de pluviosidad de aproximadamente 5000 mm $año^{-1}$. Inicia operaciones en 1966 con un grupo de 33 MW. El área total de la cuenca drenada es de 312 km^2 de los cuales 267 corresponde a la cuenca del Calima y 45 km^2 a la cuenca del Bravo. El embalse tiene una capacidad de 581 millones de m^3 que inundan una superficie 19.34 km^2 y las aguas tienen en promedio un tiempo de residencia de 16 meses (Zapata Arias, 2016).

La batimetría realizada por la Empresa de Energía del Pacífico S.A. - EPSA en noviembre de 2004 reveló una retención de sedimentos promedio de cerca de 1,6 millones de toneladas al $año^{-1}$ para los 38 años de operación de la central hasta la fecha de la batimetría. Este valor es equivalente en promedio a cerca de 3 cm $año^{-1}$, lo que corresponde a las tasas de sedimentación más elevadas reportadas para embalses por

(Mulholland and Elwood, 1992). Este volumen de colmatación indica que el embalse ha perdido el 8,6 % de la capacidad total y el 34,7% de la capacidad del volumen muerto. Con la tasa actual de retención de sedimentos, se estima una vida útil adicional de 50 años aproximadamente.

Las aguas del embalse Calima presentan un grado leve de contaminación orgánica pero con altos niveles de bacterias coliformes, principalmente por la zona de las entradas 4 y 5, cola del embalse, Jiguales y Puente Tierra, ocasionado por la actividad antrópica en estos sectores y por la carga que entrega el río Calima.

La carga orgánica aportada al embalse crea condiciones de calidad del agua no apta para actividades recreativas en sectores muy localizados en los bordes del embalse donde se presenta la mayor actividad humana.

Las aguas del embalse Calima presentan temperaturas mayores que las del río Calima aguas arriba, registrándose disminuciones al aumentar la profundidad. Las variaciones térmicas en el espejo y columna de agua son relativamente bajas en función de la hora día, en consideración a que no se evidenciaron termoclinas en las zonas eutróficas hasta profundidades de 12 metros. La temperatura del agua osciló entre 23.9 ºC en la cola y centro del embalse y 22.6 ºC en el sitio de presa, con variaciones de 1.3ºC, las cuales se consideran bajas.

Respecto a los parámetros indicadores de contaminación por las actividades humanas, los valores registrados para la conductividad, nitratos, fosfatos, cloruros y DBO son en general más bajos que los registrados aguas arriba en el río Calima salvo para la conductividad que presenta valores más altos en el embalse (Baena álvarez, 2006).

3.3.1 Descripción geográfica.

La superficie total del municipio es de 1.154 Km^2, lo cual hace de Calima el tercero en extensión en el departamento del Valle del Cauca (primero Buenaventura, segundo Dagua). Su densidad es la menor del departamento 8,9 habitantes por Km^2. Posee 76,6% en territorios húmedos, fríos, cubiertos de espesa vegetación; lo cual ha impedido que su colonización avance a pesar de su relativo desarrollo agrícola y ganadero. Comprende las cuencas del río Bravo y del río Calima y la mayor parte de la cordillera de la Cerbatana, tierras virtualmente desoladas.

El municipio de Calima se encuentra localizado al centro occidente del departamento del Valle del Cauca, Comparte vecindad con los municipios de Dagua, Yotoco, Restrepo, Río Frío y con el departamento del Chocó. Debido a su posición sobre la cordillera occidental, con Buenaventura y las estribaciones orientadas hacia el Pacífico, compartiendo la cuenca del Río Calima (Gómez Guzmán, y otros, 2009).

3.3.2 Ecología.

Desde 1954 se inician los estudios correspondientes a evaluar el potencial hídrico existente en la región del Municipio de Calima, es así como a comienzos de la década de los sesenta, con motivo de la construcción de la presa de Calima I, la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca C.V.C. adelantó una serie de estudios de tipo técnico de carácter estructural los cuales dan a conocer en buena parte aspectos de tipo geológico, hidrológico e hidroclimatológico.

La cuenca del Río Calima se ha dividido morfológicamente en dos regiones o provincias, la primera o provincia de Riobravo, la cual es una faja alargada con orientación andina, cobija también la del Calima - Alto y está constituido geológicamente por rocas metamórficas del grupo Dagua, con sus formaciones Cisneros y Espinal y el Grupo Diabásico, está delimitado por las divisorias de aguas de Riobravo al occidente y por la falla Calima al Oriente. Morfológicamente, se caracteriza por la presencia de valles en “V” con alturas comprendidas entre 400 – 500 metros o aún mayores, sobre impuestas a paleoformas onduladas y semiplanas, producto de un ciclo de erosión anterior, cuyos testigos se localizan en diferentes partes de la cuenca. (calima eldarien-valle. Alcaldia Municipal, 2011).

3.3.3 Climatología.

3.3.3.1 Temperatura

De acuerdo con el relieve del municipio se encuentran variaciones de temperatura entre los 18°C y 24°C y en algunas zonas temperaturas inferiores a los 18°C, lo cual favorece o no de acuerdo con otros factores climáticos y de suelos actividades agrícolas en algunas de las zonas rurales del territorio municipal (Municipio de Calima - Darien, 2012).

3.3.3.2 Vientos

Los vientos provenientes de la Costa Pacífica penetran por dos frentes hacia el valle del río Calima; uno por el cañón de Rio bravo y otra por la región de la Cristalina. La presencia notoria de estas corrientes se aprecia en horas de la tarde donde repercuten fuertemente sobre el embalse, produciendo "oleajes" o corrientes sobre la superficie del lago. En las veredas La Camelia, La Samaria, La Guaira, parte norte del Mirador y la Florida, Paramillo son zonas sometidas a fuertes corrientes de vientos locales (Municipio de Calima - Darien, 2012).

3.3.4 Hidrología.

3.3.4.1 Fuente de agua y clasificación de las fuentes

El Municipio de Calima cuenta con una buena cantidad de fuentes de agua de carácter superficial tales como nacimientos que conforman las quebradas y consolidan los ríos que conforman la Cuenca del Río Calima, dentro de la vertiente del Pacífico, con un área total de drenaje de 1490 km^2 hasta la confluencia con el río San Juan, del cual es uno de los principales tributarios. Su nacimiento se encuentra en una altitud aproximada de 3.400 m.s.c. en las estribaciones de la cordillera occidental en el Alto las Nieves – Páramo del Duende, en su recorrido se caracterizan tres zonas, la zona alta montañosa entre las cotas 3.400 y 1.600 m.s.c., una zona media en la cual confluyen la mayor parte de los tributarios de importancia entre las cotas 1.600 y 300 m.s.c. y una zona de litoral entre las cotas 300 - 50 m.s.c.

En la parte alta en curso hacia el oriente y el sur se destacan el Río Azul, quebradas Aguas Calientes, la Berreadora, La Borrascosa, Los Molanos, Casa de Zinc, La Sonrisa, La Cristalina, El Bosque, El Caimo, del Infierno, Sinapopa, La Cidrera, La Guaira, La Concha, La Tulia, Yarumal, El Mirador, La Unión, La Gaviota, La Rochela, la Florida, La Primavera, El Remolino, La Italia, San José, Sonadora, Santa Elena, Berlín. Al Suroriente las quebradas El Jardín, Jiguales, Calimita, estas tres últimas con caudales bajos que oscilan entre 1.5 - 5 Lts seg^{-1}.

En la Parte occidental Alta sigue curso el Río Bravo, con la afluencia de quebradas y ríos que vierten sus aguas en la zona media de la cuenca, tales como La Cristalina, La Cubierta, La Nubia, El Cusumbo, La Curva, El Arbol, La Guatinera, El Guanábano, El Mico,

Guasiruma, San Juan, La Línea, Verrugoso, La Norte, El Indio, El Piñal, Santa María, La Mula, El Campamento, La Sola, La 49, El Pobre, Chancos y otras corrientes menores (calima eldarien-valle. Alcaldia Municipal, 2011).

3.4 Cambio climático y embalses.

Teniendo en cuenta que el clima está en una dinámica de cambios continuos, bien identificables a escala geológica y poco o nada a escala humana, es obvio que su evolución ha tenido efectos sobre los ecosistemas acuáticos, y por ello nada impide que los presuntos cambios que ahora se vaticinan, afecten a los embalses.

Desde hace 50 millones de años, la temperatura media de la tierra se ha ido enfriando como consecuencia de los efectos que a escala astronómica que han tenido los cambios de inclinación de su eje o los que ha experimentado su trayectoria de rotación y traslación (Ciclos de Milankovitch) generando ciclos de cambios climáticos a diferentes escalas temporales (100.000 años, 41.000 años, 23.000 años) a los que habría que sumar ciclos de cambios menores propiciados por la actividad solar (Palau & Prieto, 2009).

El agua en la Tierra es la que es, unos 52×10^6 Km^3, y si se produce algún cambio en las condiciones que rigen su distribución entre los distintos compartimentos existentes (mares y océanos, polos, continentes, acuíferos, atmósfera), el sistema se reajusta en favor de unos y en perjuicio de otros de esos compartimentos. Hace unos 20.000 años, el nivel de los océanos era unos 120 m más bajo que el actual pero en los últimos 10.000 años, apenas ha sufrido variaciones (Camerlenghi, 2009), lo que pone de manifiesto, de entrada, las extraordinarias incertidumbres que debe suponer proyectar previsiones de cambio climático a futuro a una escala de 10 o incluso 100 años.

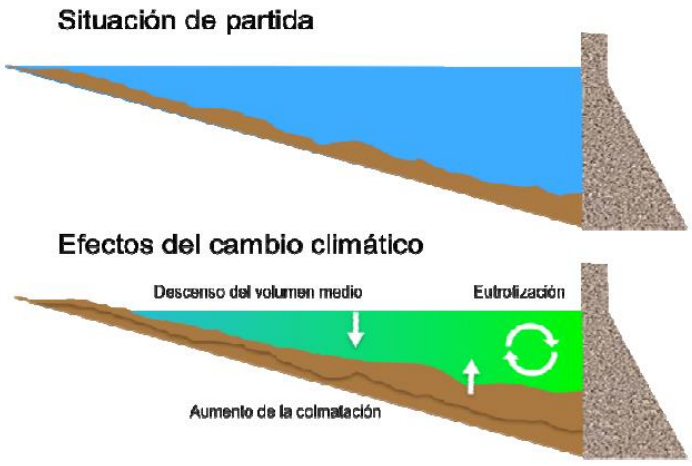
A partir de testigos extraídos de sedimentos lacustres, se pueden identificar cambios en el clima que se remontan hacia el pasado, sobre más o menos decenios, centenares o milenios de años, en función de la profundidad de sedimento explorado y mediante análisis paleolimnológicos se pueden extraer conclusiones acerca de como era el clima en la zona, que vegetación existía o que estado trófico tenía la masa de agua. En los embalses, con un periodo de vida mucho más corto que los lagos y totalmente centrado en las últimas décadas, también es posible analizar los sedimentos e identificar acontecimientos pasados, pero con perfiles un tanto más desorganizados que en el caso de los lagos, debido a la explotación del volumen de agua embalsado, y fundamentalmente asociados

a episodios de crecidas y estiajes, que son los que determinan cambios en las tasas de sedimentación.

Lo que se dice que va a suponer el presunto cambio climático anunciado en la actualidad, en países del trópico, es la ya citada reducción de la precipitación media anual y el aumento de la torrencialidad en la distribución temporal de las lluvias. La cantidad y la distribución temporal del agua, son factores clave en la organización de los ecosistemas acuáticos continentales (ríos, lagos, embalses y acuíferos), de manera que las posibilidades de que impriman cambios sobre dichos sistemas son evidentes y sus efectos bien conocidos (Marcé et al., 2009).

Una menor precipitación media se traducirá en una menor capacidad de dilución y en tiempos de residencia del agua mayores en los embalses. Por otro lado, el volumen medio embalsado podrá ser más bajo. Por su parte el aumento de la torrencialidad favorecerá un incremento de la erosión y por tanto del transporte de sedimentos que llegarán a los cursos de agua y quedarán retenidos en los embalses. Dentro de estos, con niveles medios más bajos, los sedimentos podrán llegar con más facilidad y en mayor cantidad, hasta las inmediaciones de la presa, lo que determinará una pérdida de volumen hipolimnético (Figura 2).

Figura 2: Efectos del cambio climático en embalses (Palau & Alonso, 2008).



En definitiva, menos capacidad de dilución, mayor disponibilidad de nutrientes, tiempos de residencia del agua mayores, mayor calentamiento del agua embalsada, estratificación térmica más intensa y persistente, menores profundidades medias, más colmatación, más reciclado interno de nutrientes y menor volumen hipolimnético, son todos los ingredientes adecuados para fomentar la tendencia hacia la eutrofización de los embalses; es decir, aumentar su productividad algal por encima de lo deseable, con cambios en negativo tanto en la calidad del agua como en las comunidades naturales (aguas sin oxígeno disuelto en profundidad, malos olores por formación de compuestos gaseosos reducidos, limitación de los usos del agua, situaciones de insalubridad, pérdidas de biodiversidad, etc.).

3.4.1 Las vías de participación de los embalses en cambio climático.

Todos los seres vivos respiran y los ecosistemas, al estar formados en parte por seres vivos también lo hacen. Por tanto, es obvio que participan del intercambio de gases con la atmósfera y entre estos, de los que tienen efecto invernadero. En condiciones naturales, la actividad fotosintética y la respiración mantienen el equilibrio de carbono en el medio terrestre, mientras que en los ecosistemas acuáticos hay que contar además con los procesos de precipitación química y decantación, de compuestos carbonatados (Dart, 2016). Los embalses producen, sin duda, gases con efecto invernadero, pero también los captan, los acumulan y pueden enlentecer mucho, o incluso evitar, el retorno de una parte de los elementos que forman esos gases a la atmósfera. Es una cuestión de balances, y como en todos los balances, el resultado depende absolutamente de qué términos se hacen intervenir. Para los que persiguen denigrar a los embalses, la parte del balance que interesa es la del intercambio agua-atmósfera, y mejor si se trata de embalses eutróficos que lo son porque la sociedad del bienestar les hace serlo ya que estos son más proclives a emitir más gases con efecto invernadero (IPCC, 2012).

3.4.2 Los embalses y los gases de efecto invernadero.

Los ríos incorporan carbono orgánico disuelto y particulado a partir de los sistemas terrestres que drenan, y lo van procesando a lo largo de su recorrido. Por su parte, los embalses son ríos modificados en los que se incrementan artificialmente la sección hidráulica y el tiempo de residencia del agua, lo que conlleva cambios sustanciales en su funcionamiento como ecosistemas al pasar de una organización horizontal a otra vertical.

Sobre el metabolismo del carbono su comportamiento varía y, en muchos casos, se asemejan más a los sistemas fluviales que a los lacustres (Palau *et al.*, 2008). Como sistemas en los que la componente heterotrófica tiene mucho peso, los ríos tienden más a desprender gases de efecto invernadero que a secuestrarlos; mientras que los embalses, en función de que su comportamiento sea más bien fluvial o lacustre pueden presentar una respuesta más variable. Otra característica exclusiva de los embalses es que vierten aguas hipolimnéticas, más frías y sometidas a mayor presión hidrostática, y por lo tanto con mayor capacidad para mantener gases en disolución (N_2O, CO_2 y CH_4) (Palau, 2008).

Además, los embalses inundan ecosistemas terrestres, lo que significa que al menos en las etapas iniciales de su historia, disponen de una gran cantidad de materia orgánica que van metabolizando por vía detrítica. En general, esta primera fase, que podría denominarse heterotrófica, dura alrededor de una década y se distingue porque las emisiones de CO_2 y de CH_4 son más elevadas.

Pasado este periodo el embalse alcanza su situación de equilibrio y rebaja la emisión de gases con efecto invernadero a las tasas propias de otros sistemas acuáticos naturales equivalentes (Palau, 2008; Feamside 2016). Pero en términos de balance de carbono, en los embalses hay que analizar también cómo interfiere la sustitución del ecosistema terrestre por el acuático. Por un lado, el cambio de río a embalse supone, sin tener en cuenta el cambio del sistema acuatico tanto en lo hidromorfológico, como en lo físico-químico y biológico.

Cuando el río se embalsa pasa de ser un sistema turbulento, generalmente bien oxigenado y mezclado, a un sistema mucho más estático y con tendencia a estratificarse. Por su parte, las comunidades biológicas, que en las aguas corrientes se desarrollan sobre los sustratos sumergidos, más o menos adheridas a éstos, en las aguas embalsadas están constituidas casi exclusivamente por plancton.

Este escenario, el de embalse, es más favorable al secuestro de CO_2 que el de río, porque el atomizado fitoplancton con su gran capacidad reactiva, en este caso fijadora de carbono, cuando sedimenta lo transporta hacia fondos en los que, si son anóxicos, puede quedar retirado del ciclo. También el carbono alóctono podría tener el mismo destino. En los ríos,

por el contrario, existe gran disponibilidad de oxígeno, y tanto la materia orgánica generada en su seno como la que recibe de la cuenca, es más fácilmente oxidada a CO_2 que es devuelto a la atmósfera (Abril, et al.,2013; Zhao, et al.,2013).

3.4.3 Balance de gases de efecto invernadero en lagos y embalses.

Para tener una idea de las emisiones de CO_2 procedentes de lagos y embalses se incluyen algunos datos obtenidos de la literature especializada (Tabla 2). Estos datos, aunque muestran una gran variabilidad entre diferentes masas de agua, acotan las emisiones de gases con efecto invernadero en un orden de magnitud entre 100 y 10.000 mg CO_2 m^{-2} $día^{-1}$, que serían equivalentes a 10 y 100 g C m^{-2} $año^{-1}$.Tremblay *et al.*, (2005) dan valores de emisiones de CH_4 mucho más modestas: 0,6 ±13 mg CH_4 m^{-2} $día^{-1}$ para lagos y 8,8±12 mg CH_4 m^{-2} $día^{-1}$ para embalses, ambos situados en clima boreal.

Para estas mismas masas de agua, estos autores midieron emisiones de –1,3 a 3,1 mg N_2O m^{-2} $día^{-1}$, que son consistentes en orden de magnitud con las encontradas en lagos de regiones templadas, de 0,01 a 0,9 mg N_2O m^{-2} $día^{-1}$ (Mengis et al., 1997), y las encontradas en los Grandes Lagos de los Estados Unidos, de 3,5 mg N_2O m^{-2} $día^{-1}$ (Leman & Leman, 1981). Todo parece indicar que la emisión de CO_2 y N_2O en los embalses es menor o igual que en los lagos, mientras que la emisión de CH_4 es mayor en los embalses que en los lagos.

Por otro lado, lo que supone en términos de balance de CO_2 la sustitución de comunidades naturales terrestres por la lámina de agua embalsada, es una posible pérdida neta de capacidad de sumidero a considerar. Debido a esto, cuando se analiza el efecto de un embalse determinado respecto a los gases de efecto innvernadero, sería preciso considerar las tasas de emisión neta de CO_2 inherentes a su condición de sistema acuático heterotrófico, los cambios en la tasa de fijación que se producen con relación al sistema terrestre al que sustituye, y también habría que tener en cuenta todo el carbono detrítico que es capaz de retener en su sedimento, procedente de su cuenca tributaria y que, en algún momento estuvo como CO_2 atmosférico.

Tabla 2 : Datos sobre emisiones de CO_2 en lagos y embalses de varios países

Tipo de masa de agua	Tasa de emisión media CO_2	
	mg CO_2 m^{-2} $día^{-1}$	g C m^{-2} $año^{-1}$
Embalse hidroelectricos (Duchemin et al., 1995)		
Canada	500-1.000	49,8-99,5
Embalses y lagos (Canadá, Duchemin et al., 1999)		
Manic reservoirs	1.170 (±470)	116,5
Manic Reference Lake	1.010 (±405)	100,5
Gouin Reservoir	1.165 (±685)	116,0
Gouin Reference Lake	1.700 (±950)	169,2
Embalses hidroeléctricos Amazonas (Brasil, Rosa et al., 1997)		
Curuá-Una	134,3	13,4
Embalses del Brasil (Rosa et al., 1999)		
Tucuruí Reservoir	8.475	843,6
Samuel Reservoir	6.719	668,8
Xingó Reservoir	6.048	602,1
Miranda Reservoir	4.388	436,8
Segredo Reservoir	3.891	387,3
Serra da Mesa Reservoir	2.695	268,3
Três Marias Reservoir	2.654	264,2
Itaipú Reservior	1.138	113,3
Embalses y lagos (sudoeste de Estados Unidos, Therrien et al., 2005)		
Embalses (n=259)	664 (±1.091)	66,13 (±108,7)
Lagos (n=31)	874 (±2.214)	87 (±220,5)
Embalses y lagos (Canadá, Tremblay et al., 2005)		
Embalses (n=56)	1.508 (±1.471)	150,2 (±108,7)
Lagos (n=43)	1.013 (±1.095)	100,9 (±220,5)

3.4.4 Los gases de efecto invernadero según el tipo de embalse.

No todos los embalses se comportan de la misma manera en lo que al balance de gases de efecto invernadero se refiere. Influyen factores como el clima, la localización en la cuenca, las características hidromorfológicas y el estado trófico. Además es también importante tener en cuenta su gestión hidráulica.

De acuerdo con el clima, los embalses situados en las zonas boreal y semiárida, funcionan de manera similar (Figura 3 y Figura 4). Desprenden cantidades más o menos elevadas de CO_2 y CH_4 durante la década que sigue a la primera inundación y, posteriormente, las

tasas de emisión de estos gases son ya muy bajas (Guerín F. , Abril, de Junet, & Bonnet, 2008). Domina siempre el CO_2 sobre el CH_4. Los embalses tropicales poseen mayor aporte de materia orgánica particulada procedente del exterior lo que incrementa el poder reductor de los sedimentos y favorece la emisión de CH_4 frente a la de CO_2. Además en estos embalses, las emisiones netas de gases de efecto invernadero son mayores que en los precedentes, y la fase hetrotrófica que sigue al llenado supera los 10 años e incluso puede mantenerse a perpetuidad como consecuencia de la alta carga de materia orgánica por unidad de superficie que queda cubierta por el agua (Figura 5).

La localización del embalse en la cuenca determina la carga de material orgánico alóctono que le puede llegar. Los embalses situados en las cabeceras de los ríos poseen además cuencas vertientes de poca extensión y teóricamente tendrían menos carbono que oxidar; sin embargo en zonas muy forestadas la aportación de biomasa al embalse puede ser importante y dar lugar a turbas con mayor capacidad relativa de emisión de CH_4 respecto al CO_2, es decir con mayor potencial relativo de efecto invernadero. A medida que los embalses ocupan tramos más bajos aumenta la probabilidad de aportes externos de materia orgánica disuelta y particulada, no sólo procedente de las comunidades naturales sino también de actividades culturales, lo que incrementaría su metabolismo heterotrófico y su potencial de emisión de gases de efecto invernadero (Abril, *et al.,* 2005; Gómez, et al.,2009 ;Baron, et al., 2013).

El régimen hidrológico, combinado con el volumen del embalse, determina la tasa de renovación de agua. A medida que ésta disminuye se favorece el crecimiento del fitoplancton y, consecuentemente, el régimen autotrófico, lo que implicaría una tendencia a la fijación del CO_2 por la masa de agua embalsada y según la morfometría, se pueden definir dos escenarios extremos. Uno lo conformarían los embalses encajados, con taludes de gran pendiente, y por lo tanto con poca superficie relativa sometida a fluctuaciones, y otro los embalses de taludes tendidos en los que pequeñas bajadas de cota dejan al descubierto extensas superficies. En el primer caso, el oleaje que bate el litoral va transportando el material orgánico sedimentado hacia la columna de agua y después al fondo, el cual constituye una trampa de carbono cuando predominan condiciones reductoras. En el segundo caso, el material orgánico de las zonas poco profundas va siendo reciclado *in situ*, con la consiguiente emisiónde gases con efecto invernadero. Esta

última morfología de vaso de embalse con lleva, no obstante, una mayor vocación de eutrofia (Beaulieu, *et al*.,2014; Baron*, et al*., 2013; Abril and Guerin, 2005; Bazán, 2005).

El estado trófico equivale a la capacidad biogénica del ecosistema acuático y viene regulado por la carga de nutrientes, particularmente de fósforo, que la masa de agua recibe y que se considera el factor limitante de la producción biológica. Los limnólogos sitúan los lagos y los embalses a lo largo de una escala que va de la oligotrofia a la eutrofia, es decir, de aguas poco productivas a muy productivas. En el seno de las primeras hay poca vida, lo que se traduce en pocos cambios biogeoquímicos. Las eutróficas, es decir, las bien alimentadas, pueden llegar a ser extremadamente reactivas y registrar un gran dinamismo en sus características fisicoquímicas, particularmente en las relacionadas con aquellos parámetros implicados en los fenómenos biológicos. En los lagos, la comunidad biológica se encuentra más o menos diversificada y, en su grado máximo de complejidad posee elementos como vegetación acuática litoral y sumergida, zoobentos, peces, zooplancton y fitoplancton, de forma que el grado trófico se manifestará en el mayor desarrollo de aquellos elementos más favorecidos por las características de la masa de agua. En general, en lagos no muy profundos, la eutrofia se manifiesta en un mayor desarrollo de los macrófitos sumergidos. En los embalses, por su permanente estado de inmadurez, la materia y la energía fluyen básicamente por el plancton, preferentemente por el fitoplancton, y por las bacterias heterótrofas que se encuentren tanto en el plancton como en el bentos (Palau & Prieto, 2009).

Los embalses eutróficos poseen una gran turbidez debida a las algas en suspensión, aguas verdes, y tendencia a la segregación vertical de parámetros: mucho oxígeno, pH alto y poco fósforo en superficie, y poco oxígeno, pH bajo y más fósforo en las aguas profundas. Tanto los lagos como los embalses, cuanto más elevado sea su estado trófico, mayor cantidad de CO_2 atmosférico fijan. Sin embargo, el balance final neto depende de otras características que determinan la potencialidad de retornar el carbono fijado a la atmósfera. Entre ellas, las más importantes serían el grado de oxidación de los sedimentos y la reserva alcalina. Si los sedimentos que se van enriqueciendo en carbono permanecen anóxicos, éste quedaría inmovilizado o pasaría a CH_4, aunque esta última ruta solo se produce de forma eficiente cuando no hay SH_2, el cual inhibe la actividad metanogénica.

Por otro lado, si hay suficiente calcio en el agua, los incrementos de pH ligados a la fotosíntesis favorecen la precipitación de $CaCO_3$, el cual es muy poco soluble. Consecuentemente el modelo de embalse con mayor capacidad para secuestrar carbono sería aquel con aguas eutróficas, profundas, y de elevada mineralización, tanto por calcio como por sulfatos; estos últimos por ser precursores del SH_2. Por otro lado, los eutróficos y poco profundos, particularmente si son de aguas débilmente mineralizadas, devolverían el carbono fijado a la atmósfera en forma de CO2 y/o CH_4, y el balance neto relacionado con la producción-respiración- descomposición tendería a ser nulo (Domingues, *et al.,*2016; Curtarelli, *et al.*, 2014; Diem, *et al.,*2012).

La gestión hidráulica también influye en la tasa de renovación del agua del embalse, en las fluctuaciones de cota y en la selección de la profundidad de procedencia de las aguas salientes. Cuanto menor sea el tiempo que el agua pasa retenida en el embalse, menor será la actividad autotrófica y aumentará la tendencia a la emisión de CO_2; por otro lado, también será menor la posibilidad de retención de carbono por sedimentación de materia orgánica e inorgánica. Las fluctuaciones de cota suponen cambios de profundidad; cuando ésta disminuye, zonas anóxicas reciben más facilmente oxígeno disuelto y pueden establecerse condiciones oxidantes e, incluso, algunas áreas inundadas pueden desecarse, con la consiguiente oxidación hasta CO_2 del carbono orgánico acumulado. Por ultimo, las sueltas de agua en los embalses suelen llevarse a cabo desde niveles profundos, donde las aguas son más ricas en carbono orgánico disuelto y particulado de origen detrítico, que al pasar a condiciones más oxidantes río abajo liberan CO_2 a la atmósfera. También pueden salir CO_2, CH_4 y N_2O de estas aguas profundas por desgasificación, como ya se ha comentado anteriormente. Finalmente los embalses, a diferencia de los lagos, situados éstos en cuencas hidrogeomorfológicamente en equilibrio, nacen condenados a irse rellenando de sedimentos. Los arrastres que llegan con el río tributario van depositándose en el fondo del vaso y enterrando la materia orgánica sedimentada (y por lo tanto el carbono), tanto de origen alóctono como sintetizada en el propio embalse, que raramente volverá a movilizarse, con un resultado neto de retención (Von Sperlinga & da Silva Ferreira, 2007; Baena , 2006; Bazán, 2005).

Figura 3: Procesos más importantes relacionados con el ciclo del carbono en embalses boreales poco después de su llenado (Palau y Alonso, 2008).

Figura 4: Procesos más importantes relacionados con el ciclo del carbono en embalses boreales después de varios años de funcionamiento (Palau y Alonso, 2008).

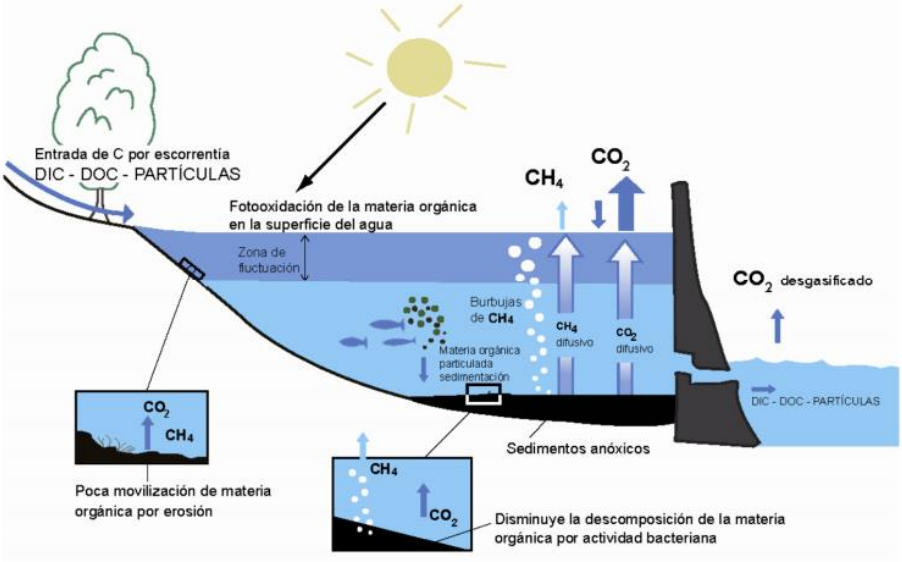
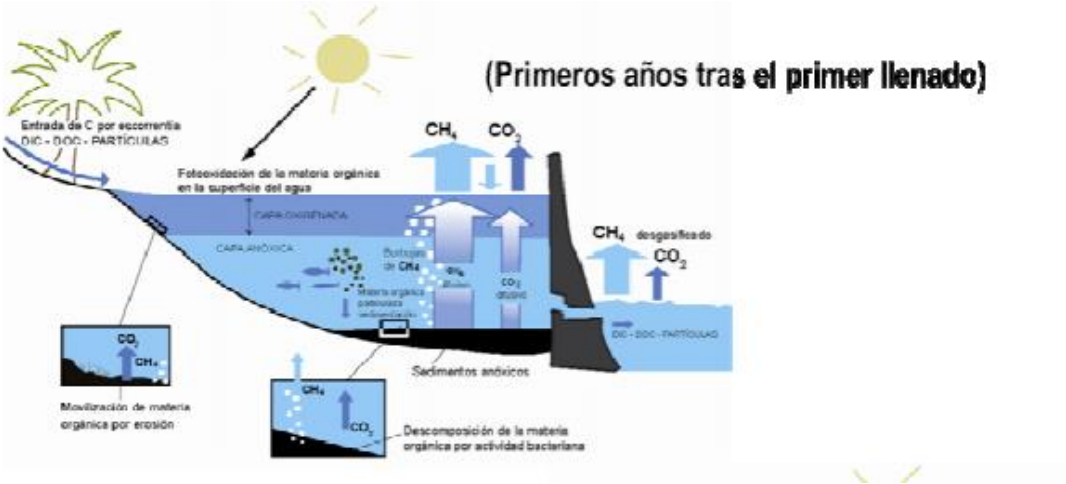
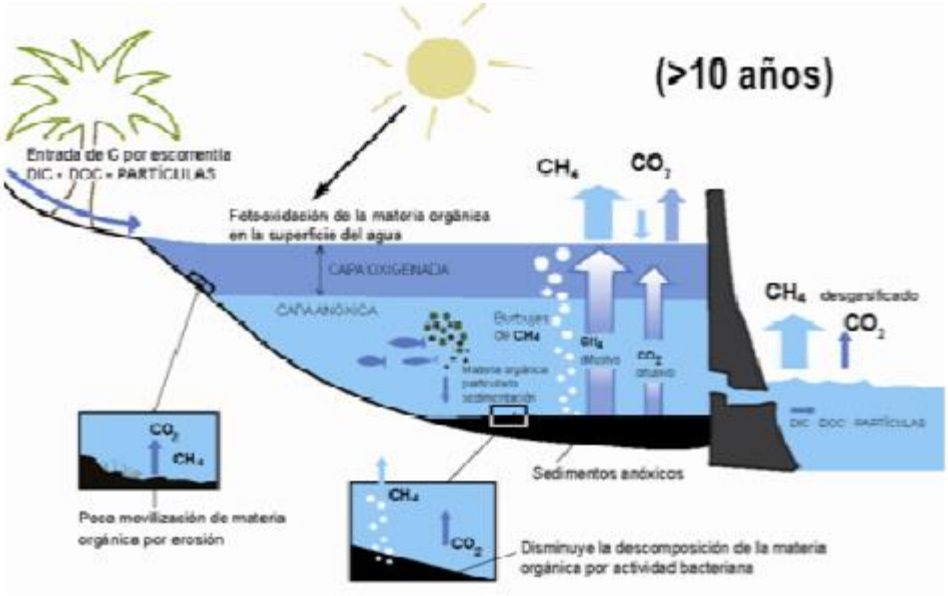


Figura 5: Emisiones de gases de efecto invernadero, en embalses tropicales durante el periodo de maduración (primeros anos despues del primer llenado) y despues de este (> a 10 años). Modificado (Palau & Alonso, 2008).




(>10 años)
Entrada de C por escorrentía
DIC + DOC + PARTÍCULAS
Fotooxidación de la materia orgánica
en la superficie del agua
CAPA OXIGENADA
CAPA ANÓXICA
Burbujas
de CH4
Materia orgánica
particulada
sedimentación
CH4
difusivo
CO2
difusivo
CH4
CO2
CH4 desgasificado
CO2
DIC DOC PARTÍCULAS
Sedimentos anóxicos
CO2
CH4
Poca movilización de materia
orgánica por erosión
CH4
CO2
Disminuye la descomposición de la materia
orgánica por actividad bacteriana

4. Materiales y métodos.

4.1 Localización de la zona de estudio.

El estudio, se llevó a cabo en el embalse Calima identificado como el Lago Calima ubicado entre las coordenadas (3°53′ N, 76°29′ W) entre los municipios de Darién y Restrepo (Figura 6), con una superficie de 70 kilómetros cuadrados. El lago forma parte de un proyecto hidroeléctrico operado por la EPSA para generar energía para el departamento. C.V.C (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca) comenzó la construcción del lago en el año 1961 y acabó en 1966 en un área de 1934 hectáreas inundadas con 581 millones de metros cúbicos.

Algunas de las características del área de este estudio son: ecosistema de bosque seco tropical, altura sobre el nivel del mar de 1400 m.s.n.m, temperatura promedio 18 grados centígrados y en el agua de 22.8 grados centígrados aproximadamente, régimen de pluviosidad de aproximadamente 5000 mm $año^{-1}$, tiempo promedio de residencia de las aguas de 16 meses, vientos constantes hasta de 43 nudos. Afluentes del embalse río Calima y río Bravo este último a través de un túnel de 8 kilómetros que aportan en conjunto cerca de 14 m^3s^{-1} , su funcion proveer regulación estacional al sistema regional.(Tabla 3)

Figura 6: Zona de estudio y estaciones de monitoreo, las de color amarillo correspondes a medición in situ de parámetros físico químico, toma de muestras para concentraciones de gas en columna de agua y nutrientes; las de color naranja determinación de emisiones de flujos difusivos. La marca verde corresponde a puntos de muestreo de ebullición.

Fuente: Google,2016.

Tabla 3: Características del embalse Calima.

Características	Unidad	Calima
Inicio de operaciones	año	1966
Capacidad instalada	MW	130
Producción media anual	GWh	180
Área de la cuenca	Km^2	312 (267 río Calima, 45 río Bravo)
Superficie inundada	Km^2	19.34
Capacidad total /volumen útil	Mm^3	581 / 437,5
Profundidad media	m	22,77
Profundidad máxima	m	69
Caudal de entrada	$m^3\ s^{-1}$	12,5
Caudal ecológico	$m^3\ s^{-1}$	0
Tiempo de retención hidráulico	días	480 (16 meses)
Altitud	m.s.n.m	1485
Precipitación media	mm $año^{-1}$	5000
Temperatura media	°C	19

Fuente: EPSA, 2004; Ortega et al., 2010; Cuellar, 2009.

4.2 Programación de misiones de campo.

4.2.1 Medidas y observaciones.

Entre marzo del 2012 a marzo del 2013 se realizaron doce muestreos en 8 estaciones de monitoreo (Tabla 4) que comprende la zona fluvial del embalse (cola) y la zona lacustre (presa) como se indica en la Figura 6. Estas misiones tuvieron como objetivo toma de muestras para el análisis de la calidad del agua (en términos de parámetros físico-químicos: pH, Oxígeno disuelto, temperatura y conductividad; así como nutrientes), concentraciones de gases de efecto invernadero en la columna de agua, medición de flujos difusivos desde la superficie del lago hacia la atmosfera y de ebullición.

El último trabajo de campo tuvo lugar del 3 al 5 de Abril de 2014. Durante esta misión se llevaron a cabo los muestreos de sedimentos para análisis de concentraciones de GEI en aguas intersticiales sobre la interface agua sedimento.

Para la selección de este muestreo de sedimentos se tuvieron en cuenta las siguientes características: representatividad del punto en relación al cuerpo de agua y logística en campo para desplazamiento de la plataforma de muestreo (debido a su peso, el

desplazamiento de la plataforma sobre el cuerpo de agua tomaba demasiado tiempo). Sobre estos dos parámetros se tomó una muestra de núcleo de la interfase agua/sedimento sobre la estación C5, que representa las corrientes y deposición de sedimentos del río Calima y las corrientes provenientes de la quebrada Jiguales (Figura 6).

Tabla 4: Estaciones de monitoreo en el embalse de Calima en el municipio de Daríen.

Puntos	Nombre
C1	Río bravo
C2	Presa
C3	Desembocadura río Calima - Remolinos
C4	Isla jiguales
C5	Centro - Berlín
C6	Quebrada jiguales
C7	Puente río Calima
CF	La esmeralda - Casa Flotante
CF2	La esmeralda

4.3 Metodología.

4.3.1 Sintesis de regímenes de precipitación, temperatura, radiación solar y velocidad del viento.

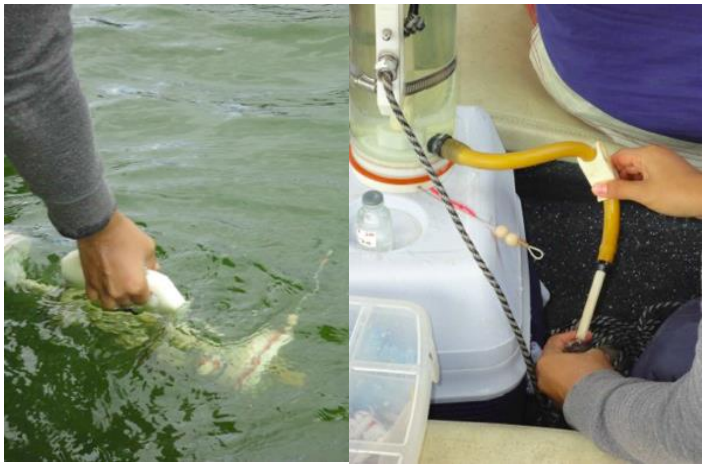
La climatología es la ciencia que estudia el clima y sus variaciones a lo largo del tiempo. Su objetivo principal es estudiar las características climáticas a largo plazo. Para este diagnóstico se analizó la información suministrada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) de la estación Bajo Calima ubicada en las coordenada latitud 3º 95’35” , longitud 76 º 99’44”,referente a las variables de temperatura, precipitación, velocidad del viento y radiación solar.

4.3.2 Concentración de gases de efecto invernadero en la columna de agua.

4.3.2.1 Tratamiento de las muestras

Las muestras de agua se colectaron a 20 cm de la superficie a 1,3,5,7,10,13,15,17,20,25 y 30 metros como límite; sin embargo, en perfiles superiores se tomaron a cada 10 metros hasta completar el total de la columna de agua, estas fueron colectadas por medio de la botella van dorn (Figura 7), las cuales fueron fijadas con un mililitro de cloruro de mercurio ($Hgcl_2$) al tres por ciento, para inhibir la actividad microbiana; al fijar las muestras se aplicó la técnica de Headspace que consiste en crear una fase gaseosa para que los compuestos volátiles puedan difundirse en la fase de gas y de esta manera analizar las concentraciones de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso de las muestras provenientes de la fase líquida, estas fueron cuantificadas en un cromatógrafo de gases (Shimadzu GC-2014) equipado con detector de ionización de llamas (FID), metanizador y captura de electrones (ECD) respectivamente. Para la determinación de las concentraciones se utilizó un estándar Scotty de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso, balanceados en nitrógeno con un análisis de precisión de ± 10%. Finalmente, con las áreas que registro el equipo, la temperatura de análisis, el volumen y la velocidad normalizada con un numero de Schmidt de 600 (Wanninkhof, 1992), se determinó la fracción real del gas en ppm de la toma puntual de agua en la columna.

Figura 7: Toma de muestras para concentraciones de GEI en la columna de agua.



4.3.3 Calidad de agua – nutrientes.

4.3.3.1 Tratamiento de las muestras

Para la determinación de nutrientes, las muestras fueron colectadas a 20cm de la superficie, punto medio de la columna de agua, a 50 cm del perfil y en puntos intermedios en cambios bruscos de pH, donde las muestras de agua colectadas fueron filtradas a presión con filtros de fibra de vidrio de 0.22 micras de tamaño de poros (Merck Millipore, Billerica, MA, EE.UU.), tratados previamente con agua bidestilada y secados al horno a 60 grados centígrados. Estas fueron envasadas en botellas de plástico de 500ml tratadas con acido clohidrico al 5 % para la conservación de los nutrientes del agua y posteriormente refrigeradas a 4 grados centígrados, con el propósito de evitar la actividad microbiana antes del análisis en el laboratorio (Figura 8). Fueron cuantificadas a través de ultravioleta visible por la técnica de colorimetría donde se determina los aniones: NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{-2}, SO_4^{-2} y cationes: NH_4^+. A continuación se describe la metodología de análisis de acuerdo a las metodologías de la guía (APHA, 2000; Diatloff, et al.,2001).

Figura 8: Filtraje y envasado de muestras para nutrientes

Nitrato (reducción con Cadmio)

El ion nitrato de la muestra de agua se redujo cuantitativamente a ion nitrito. La muestra se hizo fluir a través de una columna que contenia cadmio recubierto con cobre coloidal. Como la reducción debe realizarse a un pH cercano a 8.5 antes de pasar la muestra por la columna, se trató con solución de cloruro de amonio, que actúa como Buffer y a la vez

da origen a complejos de cadmio y otros iones eliminando de esta forma las interferencias que ellos pueden causar al precipitarse durante el análisis. El ion nitrito resultante de la reducción, se determinó de acuerdo con el método por espectrometría de ultravioleta.

Nitritos

El ión nitrito NO_2^- se determino a través de la formación de un compuesto rojo producido a un pH de 2 a 2.5, acoplando sulfanilamida diazotizada con N- (1 naftil) etilendiamina dicloruro (NED dicloruro). La absorbancia de la solución fue medida a 543 nm.

Fosfato reactivo

Los iones fosfato del agua se hicieron reaccionar con una solución compuesta que estaba conformda por ácido molíbdico, ácido ascórbico y antimonio trivalente que actúo como catalizador, en condiciones tales que se obtuvo un pH ácido donde no se presentó la formación del complejo silicomolibdato, eliminando así esta interferencia. El heteropoliácido complejo resultante se redujo para dar una coloración azul, cuya absorbancia se mide espectrofotométricamente a 885 nm.

Sulfatos

Las muestra sde agua fuerón tratadas con cloruro de bario, en medio ácido, formándose un precipitado blanco de sulfato de bario, se requiere de un solvente acondicionador, que contiene glicerina y alcohol, para modificar la viscosidad de la muestra y así permitir que el precipitado de $BaSO_4^-$ se mantenga en suspensión, produciendo valores de turbidez estables. La turbidez de este precipitado se midio en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 420 nm.

Amonio (método del azul de indofenol)

El catón amonio presente en el agua reaccionó en un medio de citrato alcalino con hipoclorito de sodio para formar monocloroamina, la cual en presencia de fenol y nitropruciato de sodio, que actúa como catalizador, forma el azul de indofenol y un complejo de citrato con los iones Ca y Mg, eliminando así la interferencia que estos puedan causar al precipitarse durante el análisis. La absorbancia de la solución resultante fue medida por espectrofotométria a una longitud de onda de 640 nm.

4.3.4 Monitoreo de parámetros físico –químicos

Durante los meses de marzo de 2012 a marzo de 2013 se evaluaron de forma mensual *in situ*, los parámetros físicos químicos de: pH ± 0.2 unidades, conductividad ±0.001µS cm^{-1}, oxígeno disuelto ± 0.02m y temperatura ±0.10C ° a diferentes profundidades desde la superficie 0,2 metros hasta la parte inferior de la columna de agua en las diferentes estaciones de monitoreo (Figura 6), abarcando entradas de cuerpos de agua y zona de inundación, por medio de una sonda multiparamétrica portátil dotada de un sensor polarográfico (Figura 9). Para la determinación de oxígeno disuelto y pH, fueron calibrados al 100% de saturación de agua y con dos puntos con soluciones buffer (7 y 10) respectivamente.

Figura 9: Lectura de parámetros físico-químicos del agua.

4.3.5 Estimación de flujos difusivos.

Para la determinación de los flujos difusivos de metano, dióxido de carbono en las estaciones C2, C3, C4, C5 se desarrollaron campañas de campo desde marzo de 2012 a febrero de 2013; desplegando (2) dos cámaras flotantes (Figura 10) de forma simultanea desde una pequena embarcación a la deriva para evitar la creación de turbulecia; construidas a partir de tanques plásticos de 50 litros como repeticiones a lo largo de la zona de estudio, abarcando las entradas de agua y zona inundada, las cuales se encuentran equipadas con una válvula de bola para estabilizar la presión y un septum de goma que permite el muestreo de gases con una jeringa de plástico de 20 ml y aguja de calibre 25 G de 5/8 de pulgada. Desplegándolas en la superficie de agua y en intervalos

de 15 minutos, se tomaron cuatro muestras de gases en viales de 20 mililitros previamente tratados, para muestras de metano con una solución salina para conservación del gas y viales con vacío para la determinación de la concentración de dióxido de carbono. Estos fueron analizados por cromatografía de gases en un cromatógrafo marca SRI Instruments Euerope GmbH con metanizador, detector de ionización de llama (FID), donde la concentración del dióxido de carbono debe ser restada con la concentración de dióxido de carbono atmosférico como factor de corrección, debido a que el tratamiento de los viales para muestras de gas de dióxido de carbono, se les realizó vacío manual por medio de una jeringa de 20 ml. Los cálculos se realizarón a partir de la regresión lineal de la concentración del gas en función del tiempo para obtener tasa de crecimiento o decaimiento dentro de la cámara para el metano y dióxido de carbono.

El criterio que se adoptado para aceptar o rechazar una muestra, o un conjunto de muestras fue: el cálculo del flujo de gas se aceptó cuando el coeficiente de determinación R^2>0.7, n=2. El óxido nitroso se estimó con las concentraciones superficiales determinadas en la columna de agua.

Figura 10: Cámaras flotantes para captura de flujos difusivos de GEI

Luego del calculo de los flujos difusivos a partir de la regresión líneal; se estimaron los flujos a partir de concentraciones superficiales colectadas en la columna de agua en relación a la velocidad del viento de acuerdo al modelo de Cole (2010) y Guérin et al (2007). Para los tres gases de efecto invernadero.

$F = k \times \Delta C = k \times (C_w - C_{eq})$ (Ecuación 1)

Donde F es el flujo difusivos (µmol m^{-2} d^{-1}), K el coeficiente de transferencia del gas (m d^{-1}) y ΔC es la diferencia entre la concentración del gas en la superficie del agua (C_w), la cual fue medida colectando muestras de agua en la superficie como se explica en la sección 4.3.1 y la concentración del gas en la superficie del agua en equilibrio con el aire (C_{eq}) (Cole et al., 2010),se considera la presión parcial atmosférica donde para metano fue 1.8ppmv, que corresponde en concentración de metano (C_{eq}) en un rango de 2.3 – 2.4 nmol L^{-1} de acuerdo a la variabilidad y temperatura, para el dióxido de carbono la concetración en equilibrio con el aire es de 356 ppmv (Almeida et al, 2001).

El coerficiente de transferencia del gas K fue estimado usando el modelo, Ecuación (2), desarrollado por Wanninkhof (1992)

$k = a \times U^2_{10} \times (Sc/600)^{-x}$, (Ecuación 2)

Donde a es 0.31 es para vientos de corto plazo y 0.39 para vientos estables, U_{10} es la velocidad del viento sin fricción (m s^{-1}) normalizado a 10 metros, para este calculo se determino a partir de la información de la estación climatológica instalda cerca de la zona de estudio, el numero de Schmindt S_C fue calculado para metano dióxido de carbono y oxido nitroso y x es una constante que depende de la velocidad del viento (x = 0.66 para vientos < 3 ms^{-1} o x = 0.5 para velocidades > 3 ms^{-1}. El numero de Schmidt fue calculado usando las siguientes ecuaciones (Wanninkhof, 1992) usando la ecuación 3 y 4 para CH_4 y N_2O respectivamente.

$Sc\ (CH_4) = 1897.8 - 114.28 * t + 3.2902 * t^2 - 0.039061 * t^3$, (Ecuación 3**)**

$Sc\ (N_2O) = 2055.6 - 137.11 * t + 4.3173 * t^2 - 0.054350 * t^3$, (Ecuación 4)

$Sc\ (CO_2) = 2073.1 - 125.62 * t + 3.6276\ t^2 - 0.043219 * t^3$, (Ecuación 5)

Donde t es la temperatura en grados Celsius. Donde la fricción del viento fue normalizada a una altura de 10 metros de acuerdo a Crusius and Wanninkhof (2003):

$U10 = 1.22 \times U1$, (Ecuación 6)

Donde U1 es la velocidad del viento a 1 metro de altura (m s^{-1})

Para llevar a cabo la validación de los flujos difusivos medidos y estimados a partir de modelo descrito, se calcularon cuatro estimadores del error: Raíz del error cuadrático medio (RMSE), Error medio (MBE), el coeficiente de variación (R^2) y eficiencia del modelo (R^2).

4.3.6 Medición de los flujos de ebullición

Los flujos de ebullición (emisiones de metano en zonas litorales) fueron medidos en seis ocasiones entre marzo y agosto de 2012, estos fueron capturados a partir de un sistema de embudos flotantes dispuestos en diferentes zonas del cuerpo de agua. El sistema consistió en 4 líneas individuales de 10 embudos flotantes cada uno, con distancia de 1,5m entre un embudo y otro. Cada línea es dispuesta sobre diferentes zonas costeras del punto de muestreo donde se encuentren profundidades de 2, 4, 6 y 8 m respectivamente. Durante las misiones de la 1 a 5 en el Embalse de Calima, los sistemas de embudos fueron ubicados en el mismo punto, en el sector conocido como La Esmeralda (Figura 6). Para la sexta misión la ubicación fue en este mismo sector, a unos cuantos metros de las anteriores misiones. Los embudos eran desplegados en cada estación de muestreo durante 24 horas (Rosa et al., 2003), con el propósito de recolectar el volumen del gas producido en el período de tiempo instalados. La Figura 11, muestra la disposición de una línea de embudos sobre una zona costera con 4m de profundidad y la forma de toma de muestras con jeringa a través de topones de silicona especialmente diseñados para cada uno de los embudos.

Figura 11: Sistemas de embudos y toma de muestra para análisis de flujos de ebullición.

4.3.7 Potencial de Calentamiento Global y las emisiones de carbono por MWh.

Para determinar el Potenical de Calentamiento Global (PCG) de los flujos difusivos del embalse Calima, se utilizaron los flujos de CH_4, CO_2 y N_2O entre la columna de agua y la atmósfera. Los flujos de los gases de efecto invernadero de cada estación, ya sea sumidero o fuentes, se multiplicaron por el valor de Potencial de Calentamiento Global correspondiente al gas y al horizonte de tiempo utilizado (Tabla 5), (IPCC, 2007).

Las emisiones de GEI por generación de energía hidroeléctrica por parte de los embalses, se comparó con otras otros publicados en la literatura, para establecer el nivel de emisiones por generación. El CO_2 equivalente fue calculado a partir del potencial de calentamiento global de los gases de metano, dioxido de carbono y óxido nitroso, los datos de energía generada fueron suministrados por reportes de investigación en el marco del proyecto para la correlación.

Tabla 5: Valores de PCG para diferentes horizontes de tiempo (IPCC, 2007)

Gas	PCG Horizonte de tiempo		
	20 años	100 años	500 años
Dióxido dr carbono	1	1	1
Metano	72	25	8
Óxido nitroso	289	289	153

4.3.8 Extracción de núcleos y análisis de sedimentos.

El 5 de Abril de 2014, se extrajeron núcleos (5 cm de diámetro) de la estación de monitoreo C5 que representa las corrientes y deposición de sedimentos del río Calima y las corrientes provenientes de la quebrada jiguales, utilizando un nucleador gravedad (Amarre Systems Inc., Cataumet, MA).

4.3.9 Tratamiento de los datos.

Para el análisis se aplicó el software Rgui con el paquete de análisis multivariables ADE4 (Chessel et al., 2004); como herramienta estadística para el análisis de componentes principales de la estaciones de monitoreo respecto de las variables evaluadas. Su mayor aplicación está centrada en la reducción de la dimensión del espacio de los datos, que

permite hacer descripciones sintéticas. Para determinar la significancia exacta de las variables evaluadas se determinó por medio del test de Monte Carlo y Anova.

La media aritmética, el intervalo de confianza y el coeficiente de variación se obtuvieron a partir de los datos colectados de cada variable

5. Resultados y discusiones

5.1 Síntesis de regímenes de precipitación, temperatura ambiente, radiación solar y velocidad del viento.

De acuerdo a los resultados reportados por la estación meteorológica Bajo Calima, se observaron en cuanto al régimen de temperaturas que los promedios se mantuvieron entre 25 ºC, con máximos que llegaron hasta 33 ºC en promedio y mínimos por encima de 21 ºC durante el período de evaluación (Figura 12).

En cuanto al régimen de precipitación se presentó un incremento para los meses de mayo, agosto, octubre y diciembre de 2012 con valores cercanos a 865,1000, 841 y 865 mm respectivamente. El mes de menor precipitación fue marzo de 2012 con un valor de 360 mm. En relación a la velocidad del viento podrían considerarse heterogéneas durante el período de evaluación con valores máximos de 1.65 $m.s^{-1}$ para los meses de agosto y septiembre de 2012.

Los valores mínimos registrados (1.3 $m.s^{-1}$) para los meses de enero y abril de 2012 (Figura 13). En términos de radiación solar, los valores registrados tuvieron una tendicia similar durante el período de muestreo con valores promedio de 2000 $W.m^2$ ver Figura 14.

Figura 12: Temperatura mínima, media y máxima para cada unos de los meses de muestreo**.**

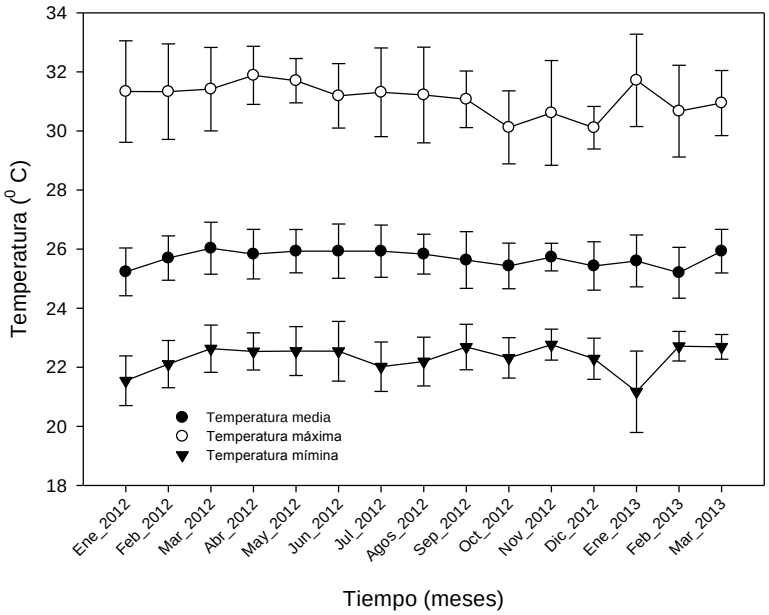


Figura 13: Media mensual de la velocidad del viento a 10 m de altura y la precipitación acumulada mensual en el embalse de Calima.

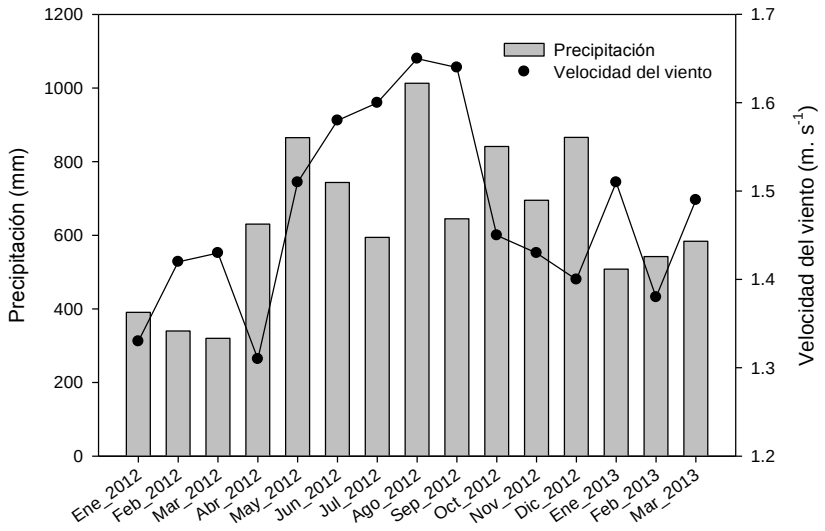
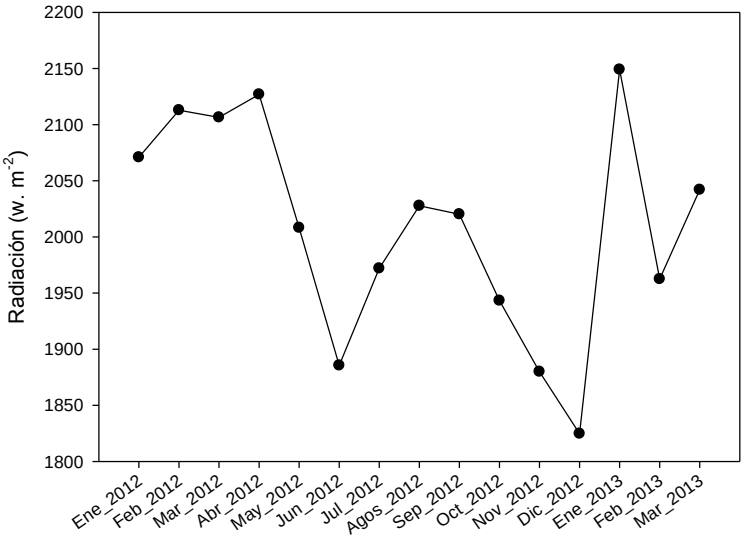


Figura 14 : Radiación solar durante los meses de monitoreo en el embalse de Calima



5.2 Nutrientes y sulfatos en la columna de agua.

Las concentraciones promedio de nitrato (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), sulfatos (SO_4^{2-}), fosfatos (PO_4^{-3}) y amonio (NH_4^+) dentro de la columna de agua de las estaciones monitoreo, se muestran en la Tabla 6, donde los valores promedios más altos de nitratos, nitritos y amonio se encuentrarón en la estación C4 isla jiguales (0.47 ± 1.2, 0.16 ± 0.4, 024 ± 0.4 ppm, respectivamente), esto puede estar asociado a la carga de materia orgánica proveniente de la quebrada Jiguales, donde posiblmente las condiciones climáticas como la precipitación y la velocidad del viento favorecieron la carga de nutrientes provenientes de las descargas de los diferentes usos de suelo que abarca la quebrada aguas arriba.

Los valores de concentración bajos para nitratos y sulfatos se encontraron la estación C7 (0.076 ± 0.036 y 0.003 ± 0.001 ppm) puente río Calima, este comportamiento se encuentra asociado a que es una entrada de agua, es decir , que modifica el agua que recibe de forma progresiva a lo largo de su recorrido. Se produjo una redución de las cargas de nutrientes por la hidrodinámica del cauce (Tabla 6). Para las concentraciones de nitritos y fosfatos los valores más bajo se presentarón en la estación C6 quebrada Jiguales con un valor de 0.020 ± 0.039 y 0.023 ± 0.012 ppm respectivamente.

Las concentraciones de amonio fueron menores en la estación C3 con valores de 0.040 ± 0.033 ppm. La estación C5 de acuerdo a la Tabla 6, presentó valores altos de fosfatos (0.284 ± 0.576). Finalmente, la estación C1 contiene concentraciones más altas de sulfatos de 0.073 ± 0.248 ppm.

De acuerdo al análisis estadÍstico no se presentarón diferencias significativas entre estaciones respecto a las concentraciones de nitritos, nitratos y sulfatos ($P = 0.0556$, $P = 0.114$ y $P = 0.175$); sin embargo, para las concentraciones de amonio existen diferencias significativas entre estaciones con un valor de $P < 0.001$, al igual que las concentraciones de fosfatos con ligeradas diferencias $P < 0.0147$.

Las concentraciones promedio de nitratos y nitritos coinciden con las concentraciones obtenidas del embalse El Peñol en Guatapé – Colombia, con valores entre 0.31 - 0.22 ppm y 0.003 – 0.02 ppm, respectivamente, al igual que las concentraciones de nitratos para el embalse tropical Valle del Bravo de 0.39 ppm (Moreno , et al., 2014) y por encima de los valores promedio de nitrato para el embalse Gaviao de Brasil con valores de 0.04 ppm (Moreno , et al., 2014). Sin embargo, los rangos de las estaciones del embalse Calima presenta valores cercanos al promedio dentro de la columna de agua (Tabla 6).La presencia de nitrógeno en forma de nitritos es un indicador de que la calidad de agua esta siendo afectada en menor grado por contaminación orgánica. (Palacio Baena, Aguirre Ramirez, & Ramírez restrepo, 2007).

En cuanto a las concentraciones promedios de fosforos (Tabla 6), estos se encuentran por debajo de los valores reportados en la literatura de acuerdo al embalse tropical Cointzio de la ciudad de Mexíco en epocas de sequía con un valor de 0.05 ± 0.05 ppm, y se encuentran por encima de las concentraciones observadas en los afluentes de este embalse que presentan un valor de concentración de 0.06 ± 0.05 ppm (Nemery et al., 2016).

Las concentraciones de amonio de acuerdo a la literatura se encuentran cercanos a los valores promedio obtenidos del embalse tropical Cointzio de la ciudad de Mexíco de 0.04 ± 0.02 ppm y menores a las concentraciones de los afluentes pertencientes a la cuenca con valores de 1.5 ± 1.3 ppm (Nemery et al., 2016). Al igual que el embalse tropical Valle del Bravo que se encuentra en la tierras altas del centro de Mexico con valores de 0.027 y 0.15 ppm (Moreno , et al., 2014) y del embalse de Gaviao del norte del Brasil con valores promedio de 0.05 ppm (Von Sperlinga & da Silva Ferreira, 2007).

Los sulfatos en promedio oscilaron entre 0.003 y 0.073 ppm entre estaciones. El incremento en las concentraciones en profundidad se observó en la estación C1 Río bravo (Figura 18), el cual es uno de los afluente principales del embalse donde se presentó mayor radiación solar (Figura 14), esto denota el impacto de la influencia de efluentes industriales y municipales de la zona.

De acuerdo a la variabilidad de las condiciones climáticas que se presentarón en la Figura 12 y 14 en el embalse Calima, la radiación solar y el incremento de la temperatura aumentara el tiempo en que los embalses presenten una estabilidad termica en la columna de agua, lo que puede dar como resultado un aumento de la eutrofia del embalse, independiente de la cantidad de nutrientes que reciba en el futuro por la carga de sedimentos del cauce (Armengol & García,1997).

Se identificó que para las concentracciones de nitratos (Figura 15) no se presentaron diferencias entre estaciones y profundidades $P = 0.11$; sin embargo la estación C2: presa, en el mes de enero de 2013, se incremento las concentraciones en relación a la profundidad sin ningun efecto climático de acuerdo a la variable evaluadas. En la Figura 16, respecto a las concentraciones de nitritos no se presentaron diferencias significativas entre estaciones y profundidades $P = 0.055$, donde la estación C4: Isla jiguales que se caracteriza por se una estación de niveles bajos de agua cercanos a un afluente,en el mes de mayo de 2012 incremento su concentración con la profundidad en el mes donde se presetarón mayores precipitaciones (Figura 13), como consecuencia de las descargas de suelo por efecto de la escorrentia.

En las concentraciones de fostatos (Figura 17), las estaciones C2: Presa y C5: Centro berlin, aumentaron sus concentraciones en profundidad en el mes de enero de 2013 y la estación C5 solo en el mes de febrero de 2013, donde de acuerdo al análisis estadístico se presentarón ligeras diferencias significativas $P < 0.015$ entre estaciones y profundidad. Este aumento en la concentraciones en relación a la profundidad puede estar asociado a la precipitación y la velocidad del viento evidenciada en los días de la toma de muestra. En relación a la concentraciones de sulfatos la estación C1: Río bravo, en el mes de enero de 2013 mostro un aumento de las concentraciones en relación a la profundidad, lo que puede asociarse a la descargas del afluente, donde no se presentarón diferencias entre estaciones y profundidades ($P = 0.17$). La Figura 19, indica que la concentración de amonio

respecto a la profundidad es mayor en la estación C4: Isla jiguales, en el mes de agosto de 2012, mes donde se presentó mayor precipitación (Figura 13).

Tabla 6 : Concentraciones promedio y rangos de nutrientes en la columa de agua de las estaciones monitoreadas del embalse Calima.

Estación	Parámetros	Nitritos (ppm)	Nitrato (ppm)	Amonio (ppm)	Fosfatos (ppm)	Sulfatos (ppm)
C1	Promedio	0.045 a	0.327 a	0.073 a	0.105 ab	0.073 a
	Rango	0.001-0.457	0.071 - 1.709	0.009 - 0.187	0.010-0.74	0.001-1.30
C2	Promedio	0.030 a	0.455 a	0.062 a	0.188 ab	0.009 a
	Rango	0.001-0.324	0.021-5.247	0.021-5.247	0.011-0.439	0.006-1.102
C3	Promedio	0.100 a	0.129 a	0.040 a	0.076 ab	0.015 a
	Rango	0.002-0.852	0.042-0.985	0.010-0.169	0.010-0.454	0.001-0.138
C4	Promedio	0.156 a	0.471 a	0.239 b	0.095 ab	0.017 a
	Rango	0.001-1.900	0.001-5.952	0.015-1.744	0.006-1.240	0.001-0.102
C5	Promedio	0.048 a	0.162 a	0.102 a	0.284 a	0.020 a
	Rango	0.002-0.280	0.006-0.764	0.007-0.413	0.010-1.947	0.001-0.413
C6	Promedio	0.020 a	0.121 a	0.102 ab	0.023 b	0.004 a
	Rango	0.001-0.163	0.058-0.237	0.026-0.198	0.002-0.058	0.001-0.016
C7	Promedio	0.038 a	0.076 a	0.078 ab	0.029 ab	0.003 a
	Rango	0.002-0.078	0.008-0.106	0.054-0.097	0.010-0.049	0.002-0.006

a, b,c Medias en una columna con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey (P<0.05).

Figura 15: Perfiles verticales de nitratos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.

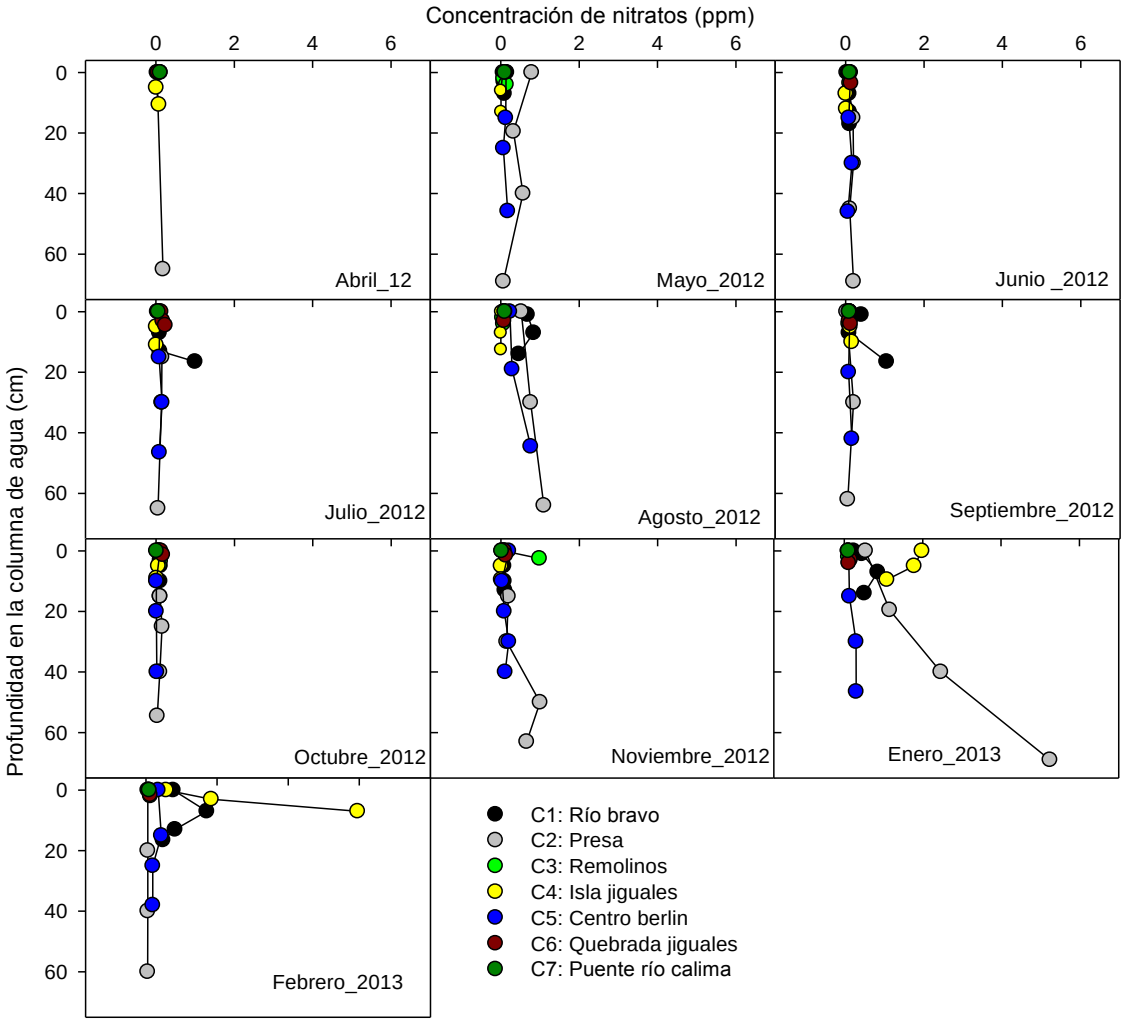


Figura 16: Perfiles verticales de nitritos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.

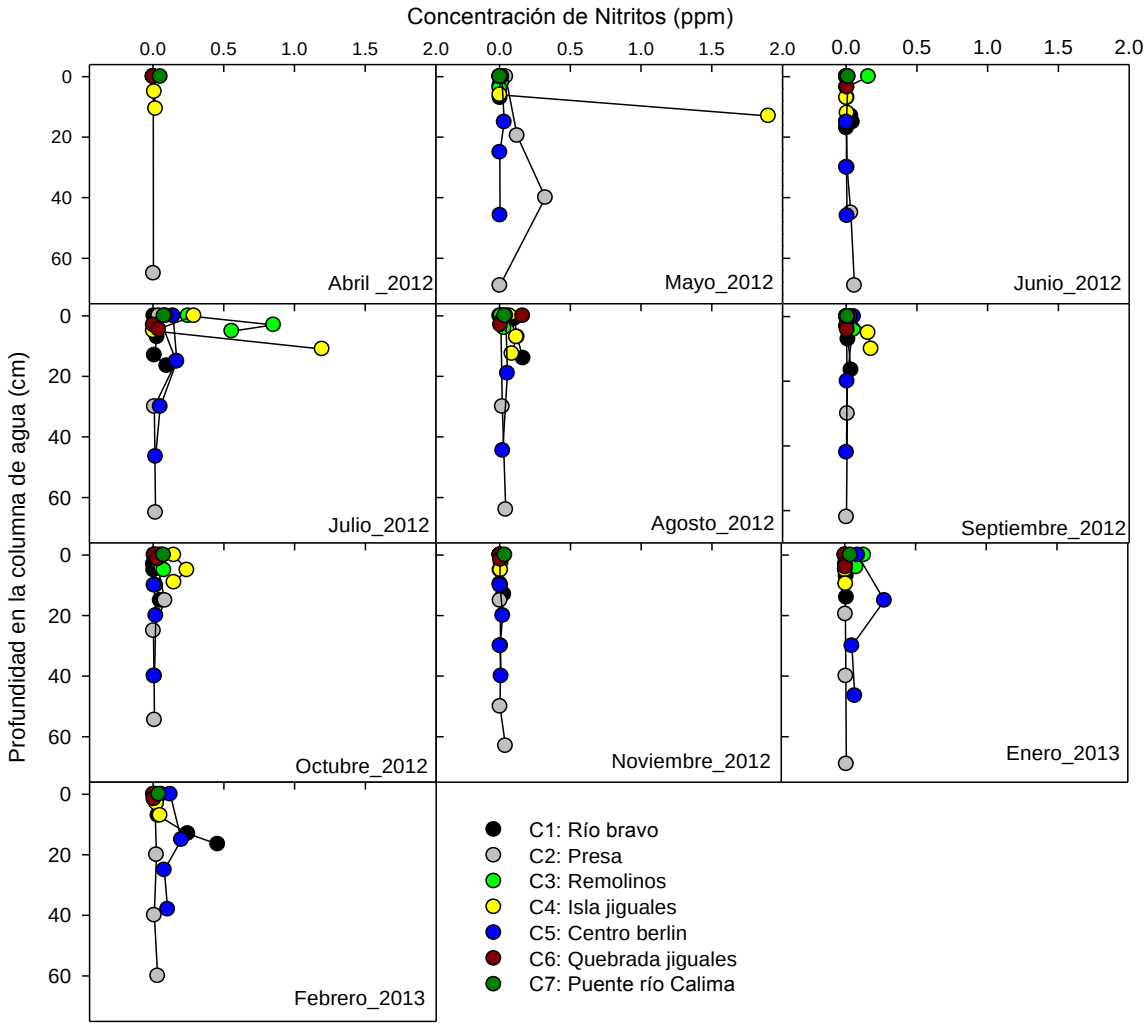


Figura 17: Perfiles verticales de fosfatos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.

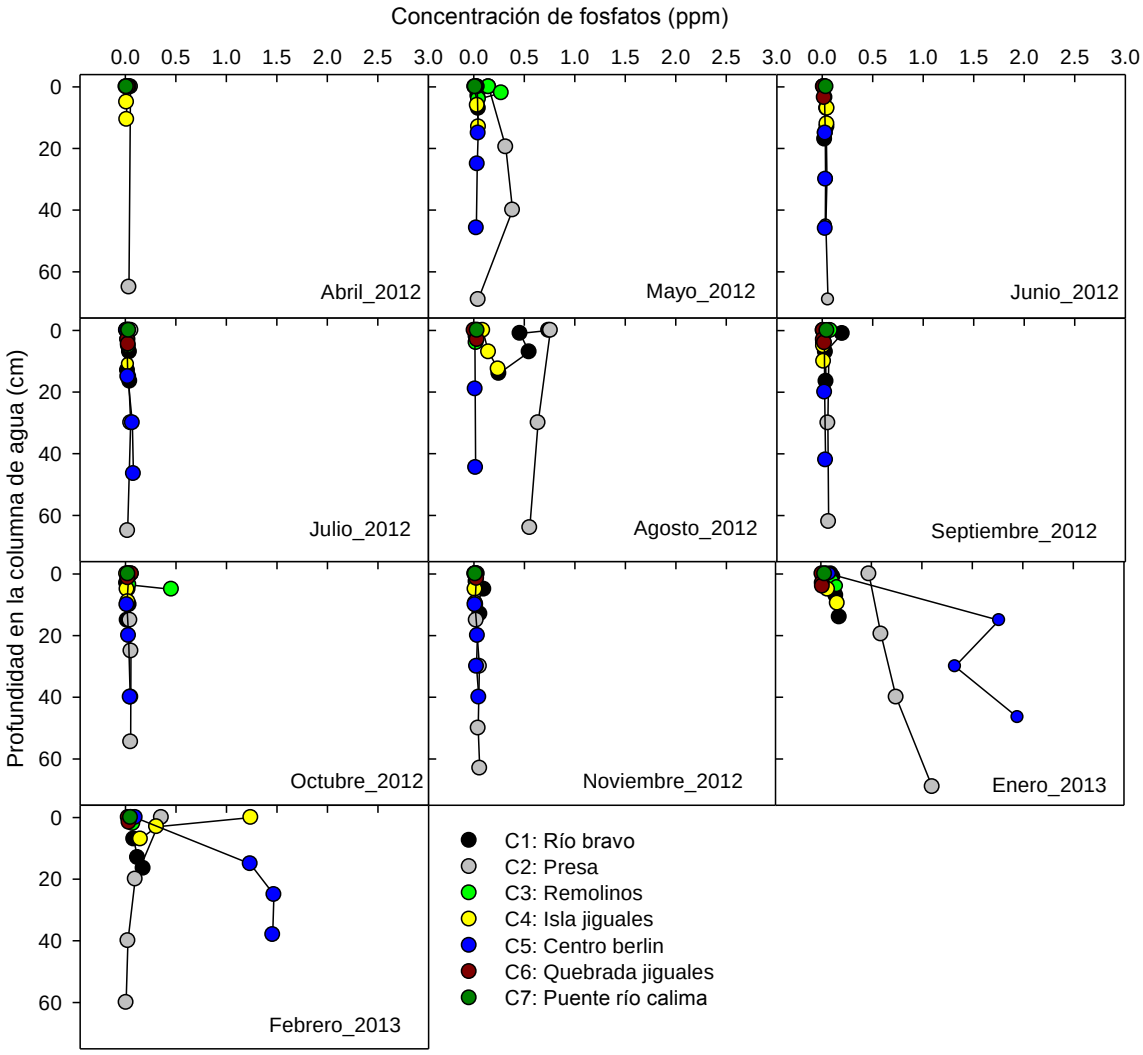


Figura 18: Perfiles verticales de sulfatos en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.

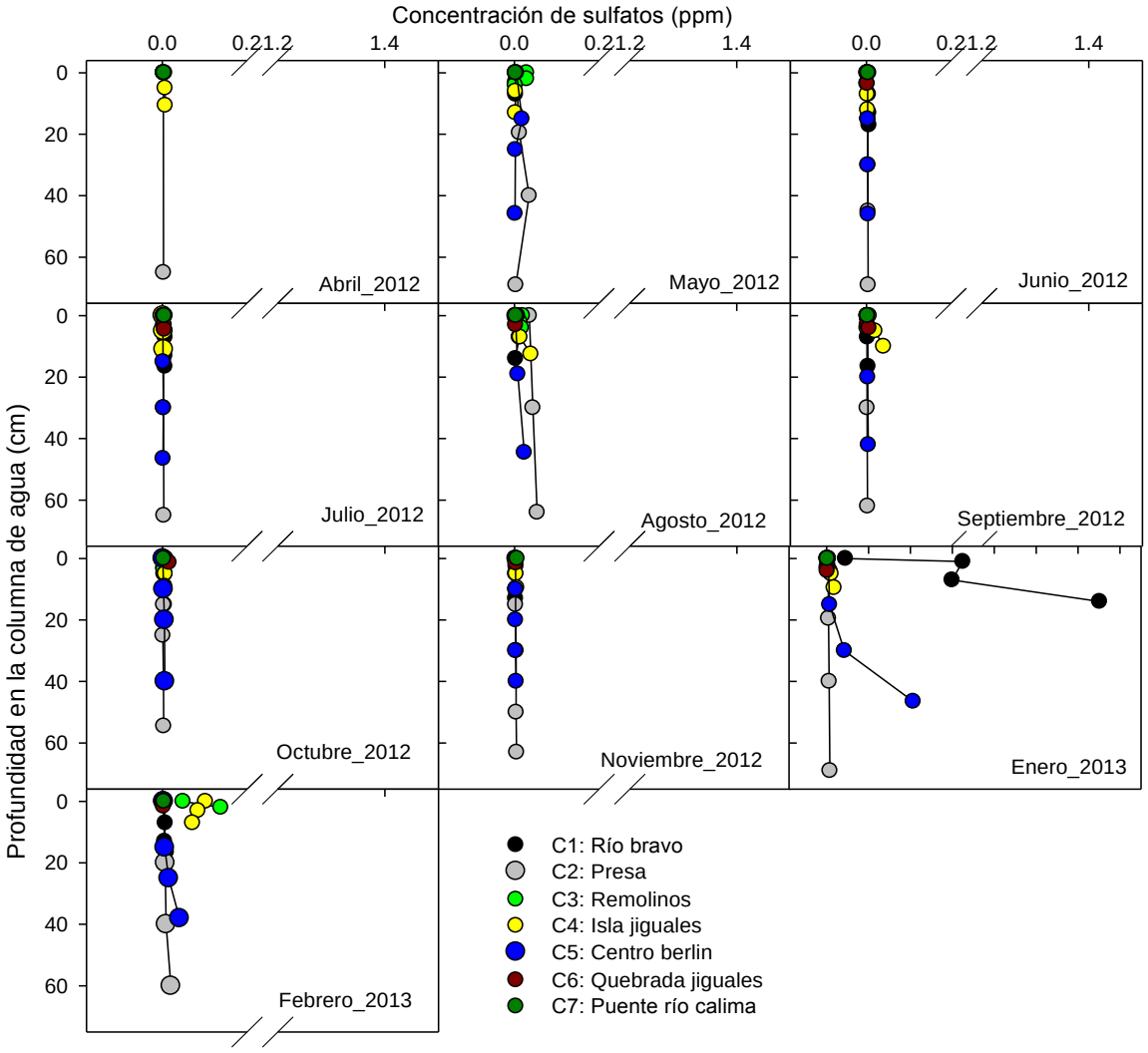
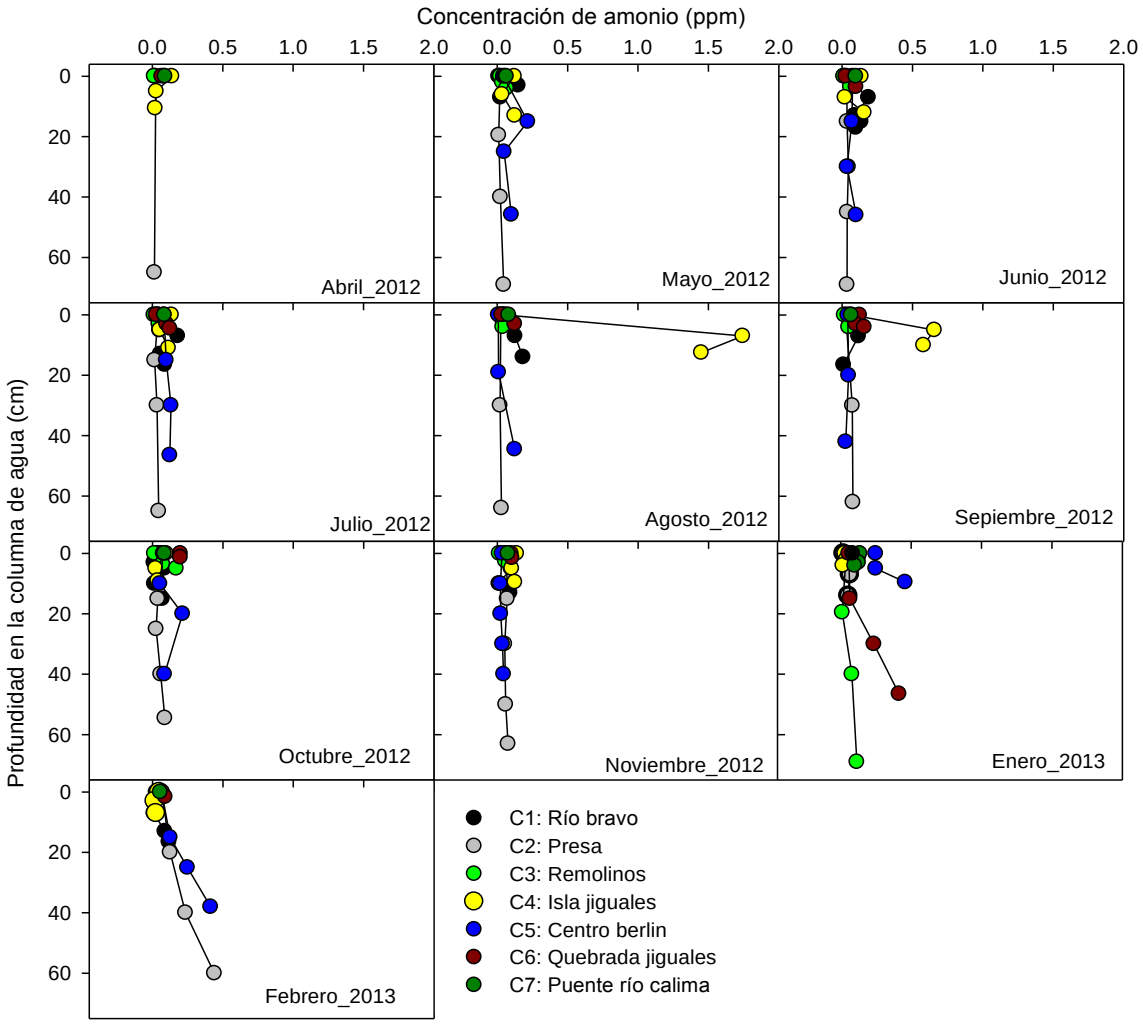


Figura 19: Perfiles verticales de amonio en la columna de agua en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.



5.3 Caracterización físico – química de las aguas del embalse.

El perfil de un sistema acuático, en general, cambia con los meses de acuerdo a las condiciones climáticas. Las variaciones que presentan están condicionadas, sobre todo por las temperaturas. El ciclo anual que se explica a continuación es un modelo que nos ayudará a entender la dinámica de los sistemas lacustres, en la Tabla 7, se presenta los rangos y valores promedio entre estaciones de las variables cuantificadas.

De acuerdo a los resultados obtenidos de % de oxigeno disuelto en la columna de agua (Figura 20), se observó que el embalse presenta una dismunición del oxigeno disuelto en un 50% en las estaciones de monitoreo C2 (presa) en los meses de marzo, abril y noviembre de 2012 a una profundidad >45 cm,C4 (Isla jiguales) durante todo el periodo de evaluación excepto el mes de junio de 2012 a una profundidad >8 cm y C5 (centro berlin) en los meses de marzo, abril, julio a agosto de 2012 a una profundidad mayor a > 20 cm, lo que indica una estratificación vertical del agua. Las aguas retenidas en el embalse en general son bien oxigenadas desde la superficie hasta el fondo en la mayoria de las estaciones, de acuerdo a la varibilidad presentanda. El porcentaje de saturación en O_2 varía de 150 % en superficie a 13.5 % en el fondo del sistema (Tabla 7). A la salida de la Isla jiguales la concentración de óxigeno en el fondo puede descender hasta 25.7 % esto puede estar asociado a los bajos niveles de agua y la carga de materia orgánica. La medición del oxígeno disuelto como porcentaje de saturación, facilita la comparación de sitios con distintas temperaturas,presiones o salinidades (Pérez-castillo & Rodríguez, 2008). El oxigeno mostro una tendencia decreciente desde las superficie hasta el fondo en las estaciones C2: presa, C4: Isla jiguales y C5: Centro berlin, y en algunas ocasiones se presentarón concentraciones de sobresaturación > 100%.

Los perfiles de temperatura en general en el lago de Calima muestran una distribución homogénea desde la superficie hasta el fondo, tanto en el medio del sistema como a profundidad (22 a 23.5 ºC), no hay una estratificación térmica (Figura 21). Las aguas del sistema se mezclan en permanencia. Sin embargo, la estación C4 (isla jiguales) presentó una estratificación de temperatura de un grado entre 2 y 6 cm de profundidad, para la mayoría de los meses evaluados.

Este comportamiento térmico tiene un papel determinante en la evolución estacional de las características físico – químicas de las aguas y de las funciones metabólicas esenciales de los organismos. En la estación C7 la temperatura del agua es menor al resto de las estaciones debido a que es una fuente que surte el embalse y presenta las condiciones del sistema agua arriba. En general durantes los meses de evaluación se presentarón ligeras diferencias significattivas, lo que indica poca variabilidad respecto de este parámetro.

La conductividad eléctrica es proporcional al contenido de sales disueltas y es un factor que permite determinar la calidad del agua entre los puntos de muestreo y sus alteraciones.

En la Figura 22, se presentarón los valores en la columna de agua, donde se observó una homegenidad entres puntos de muestreo, excepto la estaciones C4 y C6 en los meses de noviembre 2012 y febrero del 2013, esto puede estar asociado a la carga de materia orgánica proveniente de la quebrada jiguales en épocas de de lluvias.

La Figura 23, muestra que sólo en el intervalo de 7.1 y 8.9 de pH, el agua es apropiada para la subsistencia de muchos sistemas biológicos. Valores mayores a 9.0 y menores de 5.8 producen limitaciones al desarrollo y a la fisiología de los organismos acuáticos (Pérez-castillo & Rodríguez, 2008). En la estación C4 en los meses de abril y noviembre de 2012 se presentaron los valores más bajos de pH, no se presenta una estratificación dentro del perfil.

Como se observa en la Tabla 7 y
Anexo A, la comparación entre estaciones de muestreo, profundidades y fechas de muestreo, evidencias diferencias significativas para las variables: oxigeno disuelto, pH, temperatura y conductividad eléctrica. Sin embargo, las variables conductividad eléctrica y temperatura, presentarón ligeras diferencias significativas en relación a la profundidad en la columna de agua y fechas de muestreo respectivamente.

Tabla 7: Caracterización físico – química de las estaciones de monitoreo del embalse Calima.

Oxigeno disuelto (%)			Temperatura (C°)		Conductividad (µS cm^{-1})		pH	
Estación	Ẍ	Rango	Ẍ	Rango	Ẍ	Rango	Ẍ	Rango
C1	95.9 c	(77 -123.6)	22.12 d	(18.6-22.12)	74.4 bc	(65-119)	8.03 b	(7.62 - 8.20)
C2	90.3 d	(46 -131.5)	22.15 d	(20.72-23.09)	72.8 c	(66.64 -117)	7.85 c	(7.20 - 8.25)
C3	108.6 ab	(53.55 150)	23.58 b	(21.67-24.65)	78.9 ab	(65.78-123)	8.09 b	(6.96 - 8.72)
C4	88.97 de	(25.7-137)	23.63 b	(21.9-25.15)	80.0 a	(68-123)	7.31 d	(4.77 - 8.95)
C5	83.221 e	(13.50-121)	22.65 c	(20.91-23.66)	71.63 c	(66 -123)	7.78 c	(7.06 - 8.26)
C6	113.01 a	(79-145.9)	24.94 a	(23.9-25.8)	80.4 ab	(69-123)	8.48 a	(7.77 - 8.88)
C7	92.4 bdde	(82.2 -123)	20.13 e	(19.05-21.84)	70 abc	(61-78)	7.74 bc	(7.45 - 8.18)

a, b,c Medias en una columna con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey (P<0.05).

Figura 20: Perfiles en la columna de agua de oxígeno disuelto (% de saturación) en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.

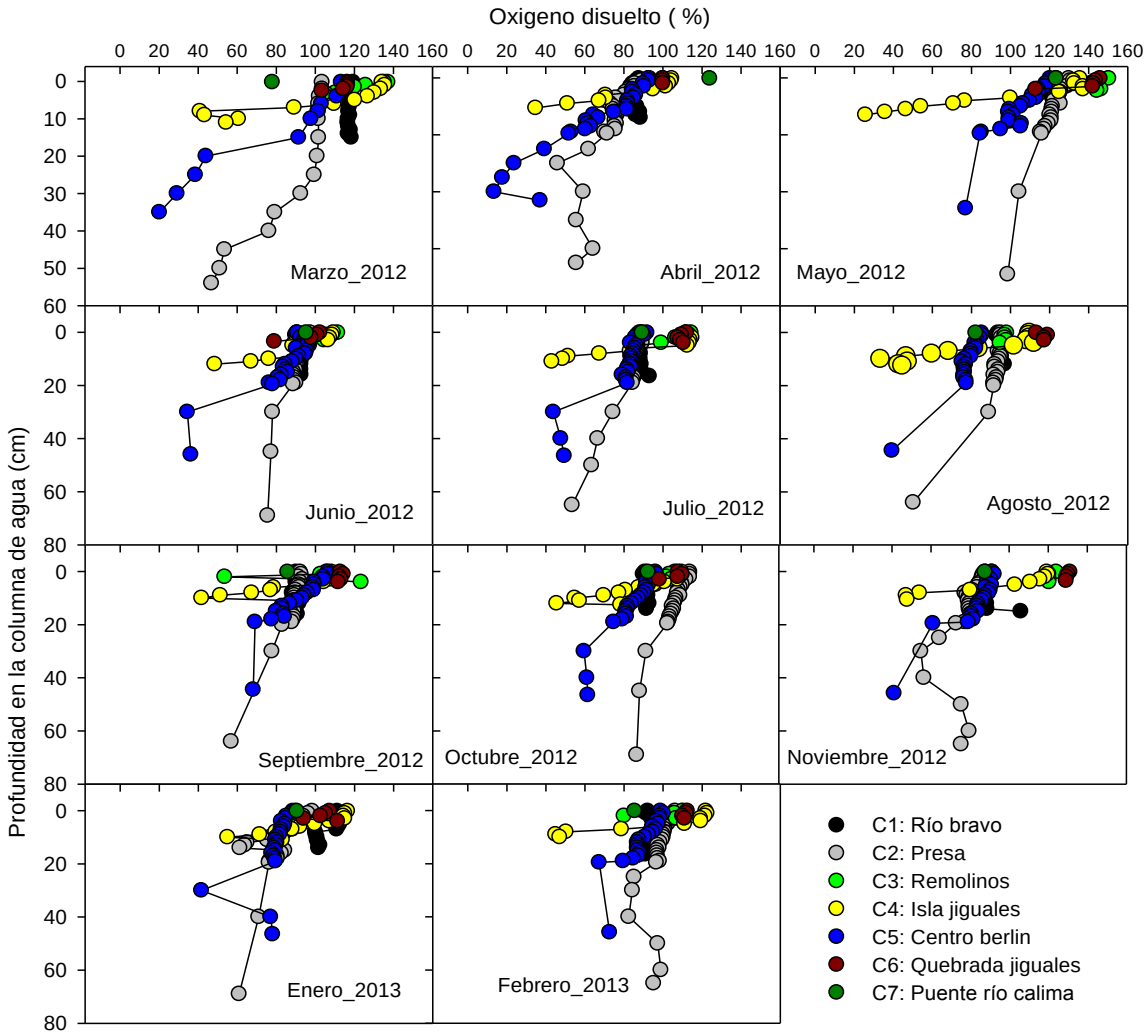


Figura 21: Perfiles en la columna de agua de temperatura en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.

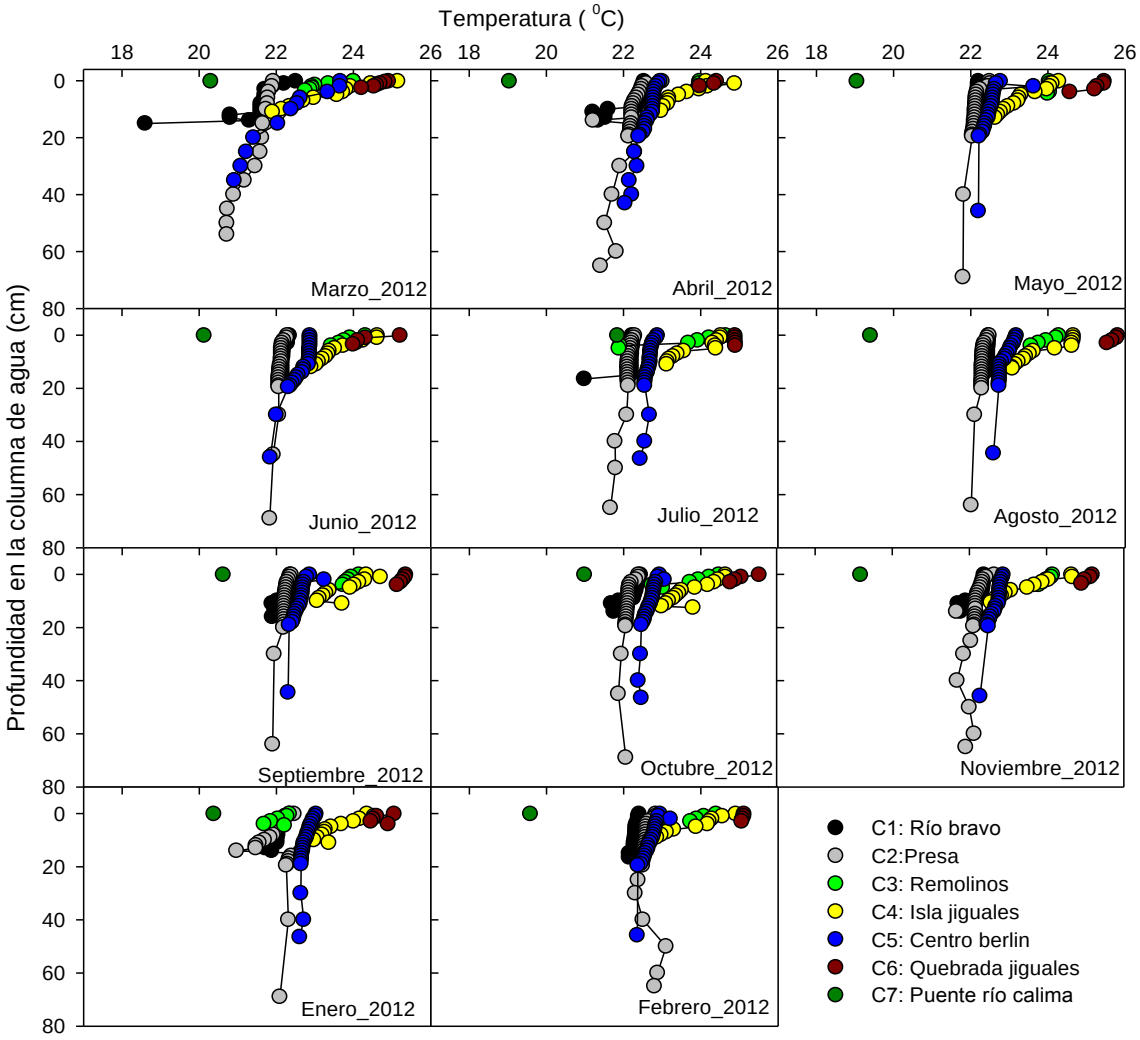


Figura 22: Perfiles en la columna de agua de conductividad en las estaciones de referencia en el embalse de Calima.

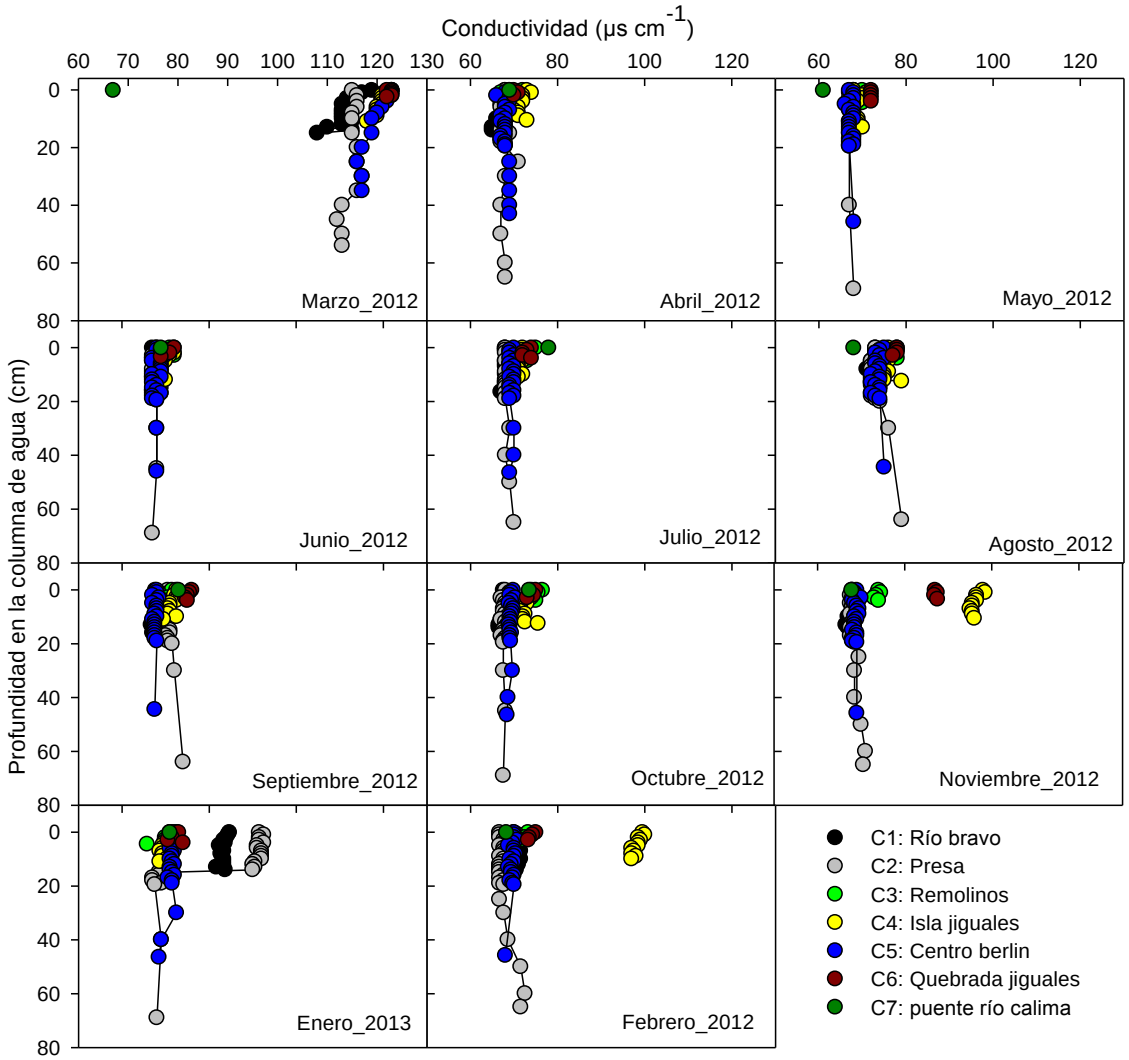
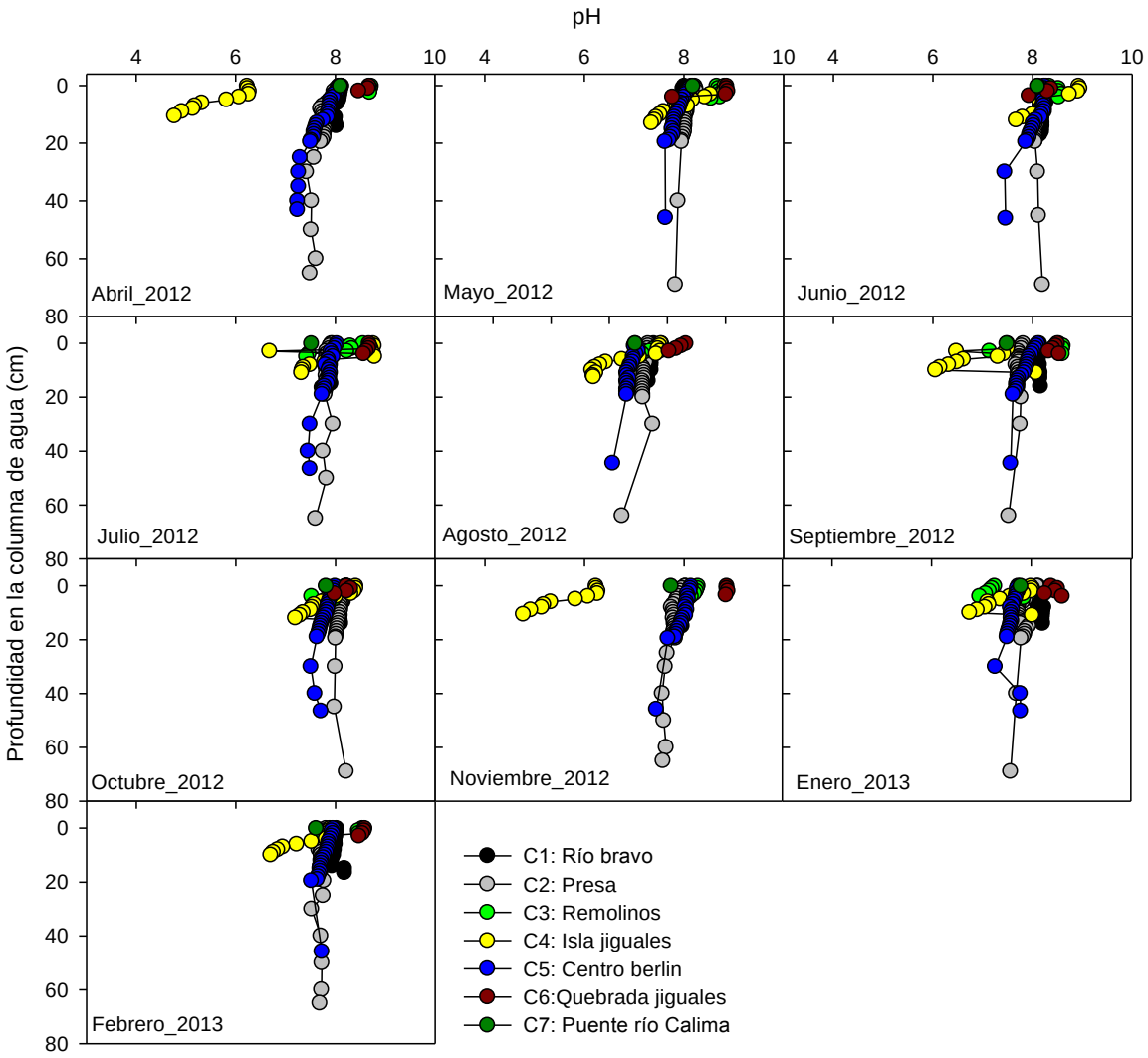


Figura 23: Perfiles en la columna de agua de pH en las estaciones de referencia en el embalse de Calima. En este parámetro se empezo desde Abril del 2012 por problemas de calibración de la sonda.



5.4 Concentraciones en la columna de agua.

A partir de los resultados obtenidos se identificarón diferencias significativas entre estaciones para las concentraciones de metano y dióxido de carbono de acuerdo a la Tabla 8. Los valores más altos se presentarón en los meses de julio y agosto de 2012 para los tres gases cuantificados (Figura 24,25 y 26), donde se observarón en las misma fechas un aumento en la velocidad del viento y la precipitación, esta correlación puedo establecer la dinámica entre las condiciones climatologícas y las concentraciones en la columna de

agua. No se observarón diferencias significativas entre profundidad para las estaciones de monitoreo evaluadas.

Las concentraciones de metano obtenidas en el embalse Calima después de 51 años de inundación, se encuentrarón por debajo del rango de algunas evaluaciones realizadas en el embalse Petit saut ubicado en la Guiana francesa a los 6 años de inundación con valores de 2 a 12 mg L^{-1} y despues de 20 años estos valores descendieron hasta 0.5 mg L^{-1} en superficie (Galy - Lacaux, Delmes, & Kouadio, 1999), lo que indica que se evidencias procesos de descomposición de la materia organica proveniente de los afluentes de acuerdo a la edad del embalse y las características de los cuerpos de agua (Demarty, M., & Bastien, J., 2011)

Las concentraciones de metano cercanas a profundidades mayores de 30 metros depende de la edad del depósito, ya que la relación cambia con el tiempo, como las hacen las poblaciones bacterianas en las aguas superficiales que son capaces de degradar el metano a dióxido de carbono (Fearnside, 2008). En este caso no se muestra variabilidad de la concentración en el perfil y al comparar con el embalse petit saut, las concentraciones en el hipolimnio muestran valores de (430 y 720 µmol.L^{-1}) que se encuentran por encima de los reportandos en el embalse Calima.

Las concentraciones en el reservorio estan estrechamente relacionadas con el tiempo de residencia las aguas (Abril et al., 2005; Galy-Lacaux et al., 1999). Como lo menciona Abril et al. (2005) a partir de un balance de carbono de mas de diez años, el metano se origina a partir de la descomposición de la materia organica inundada en la parte inferior del reservorio. Al comparar en cuanto al epilimnio (desde la superficie) las concentraciones de metano reportadas por el embalse petir saut se encontraron entre 0.93 µmol.L^{-1} durante épocas humedad y de 1.09 µmol.L^{-1} durante época seca, cercanos a las concentraciones encontradas durante todo el periodo de muestreo para las diferentes estaciones a lo largo del perfil.

En cuanto a concentraciones de dióxido de carbono en la columna de agua, se identificó variabilidad entres algunas estaciones (C4, C5 y C6) y profundidades, para los primeros 20 cm, en los meses de muestreo comprendidos entre junio a agosto de 2012. Los valores promedios presentados en la Tabla 8, son relativamente altos comparados con los reportados en la literatura para embalse mayores a diez años, como el caso del embalse Petit Saut en Brasil, donde los valores promedio en los primeros centimentros en la

columna de agua fueron de 140 µmol.L^{-1} y en el fondo de perfil de 475 µmol.L^{-1} despues de diez años de inundación (Abril, 2005).

Este comportamiento puede estar asociado a los contenidos de carbóno organico provenientes del material sedimentado de los afluentes del embalse donde la tasa de retención de sedimentos es en promedio cerca de 1.6 millones de toneladas $año^{-1}$ de acuerdo a la ultima baltimetría realizada hace 38 años despues de la inundación por la empresa de Energía del pacífico S.A – EPSA en el 2004, Este valor es en equivalente cerca de 3 cm por año, lo que corresponde a una tasa de sedimentación elevada reportadas por embalses (Mulholland & Elwood , 1992), donde se generan procesos de oxigenación dentro de la columna de agua corroborados con los datos de oxigeno disuelto de las diferentes estaciones, lo que favorece los procesos de oxigenación de la materia organica disuelta y particulada por la bacterias metanotrófas. (Abril & Guerin, 2005); (Iversen & Abril , 2002); (Bastien & Tremblay, 2009).

Otras variables que pueden estar asociada son la radición solar y la velocidad del viento que favorece los procesos de fotosíntesis del fitoplancton en la zona eufótica, respiración y difusión del CO_2. Al presentanser perdida de la columna de agua (menores profundidades) por la alta tasa de sedimentación, se genera un aumento de la temperatura del agua favoreciendo estos procesos.

En los reservorios tropicales, la cinetica de oxidación aerobia del metano es ampliamente superior a aquellas que tienen ocurrencia en medios naturales y corresponden a la oxidación del 90% de metano producido en los reservorios dando lugar a una producción de CO_2 que podria explicar hasta el 30% de las emisiones de los embalses tropicales (Guerin & Abril, 2007).

Para las concentraciones de oxido nitroso no se presentan diferencias significativas entres estaciones de monitoreo de acuerdo al análsis estadístico; sin embargo, la estación C5 en los meses de Junio y Julio en la profundidad de 20 y 45 cm muestra un aumento de la concentración (Figura 26). En cuanto a la dinámica de N_2O en reservorios hidroelctricos es poco conocida.

De acuerdo a la Figura 24, las concentraciones de metano en la columna de agua fueron mayores en las estaciones C6 (Quebrada jiguales) y C7 (Río calima), en los meses de

mayor precipitación, lo que indicó que los procesos de descompisición de la materia organica provenientes de los sedimentos por escorrentía de estos cuerpos de agua en épocas de lluvias favorecierón la producción en puntos de menor profundidad; sin embargo, la concentraciones de CO_2 (Figura 25), se incrementarón en estas misma estaciones y en la misma época de precipitación, lo que demostró que los niveles de oxigeno favorecieron rápidamente la oxidación del metano.

Tabla 8: Concentraciones GEI promedio en la columna de agua y rango para las estaciones de monitoreo en el embalse Calima en µmol.L^{-1}.

Estación	Metano		Dióxido de carbono		Óxido nitroso	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango
C1	0.24 c	(0.03 - 1.61)	457.1 b	(267 - 993)	51 a	(13 - 324)
C2	0.13 c	(0.02 - 0.78)	735 a	(94.95 - 4051)	46. a	(13 - 354)
C3	0.65 a	(0.05 - 3.75)	747 a	(365 - 1436)	57.a	(12 - 264)
C4	0.22 c	(0.03 - 0.86)	716 a	(143 - 3097)	37.a	(11 - 127)
C5	0.17 c	(0.04 - 1.23)	685 a	(247 - 1840)	48.a	(5.3 - 661)
C6	0.52 ab	(0.02 - 2.57)	634.ab	(264 - 1261)	44.a	(5.3 - 246)
C7	0.19 bc	(0.03 - 0.33)	878 a	(281 - 1408)	38.a	(13 - 75)

a, b,c Medias en una columna con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey (P<0.05).

Figura 24 : Concentración de metano en la columna de agua en las diferentes estaciones de monitoreo del embalse Calima.

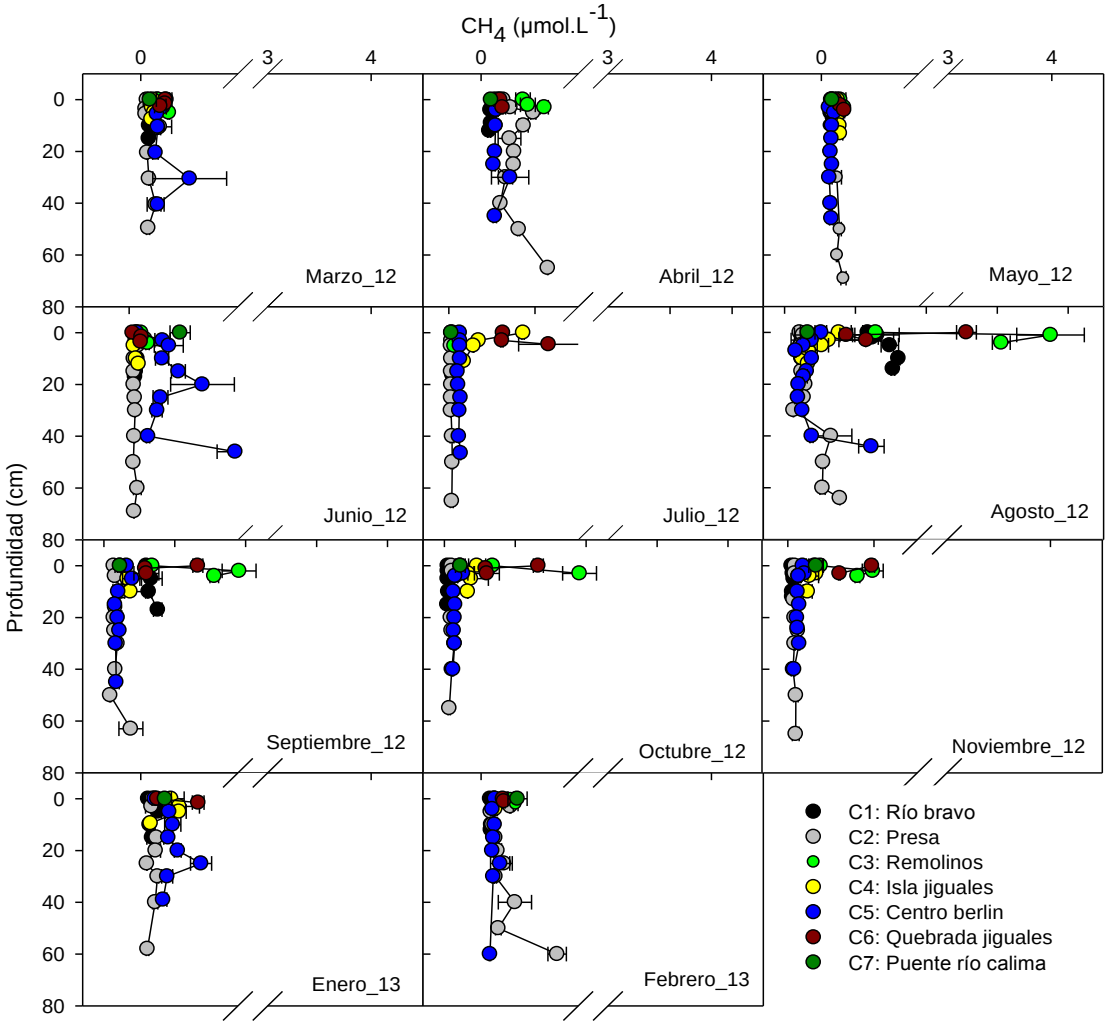


Figura 25: Concentración de dióxido de carbono en la columna de agua en las diferentes estaciones de monitoreo del embalse Calima.

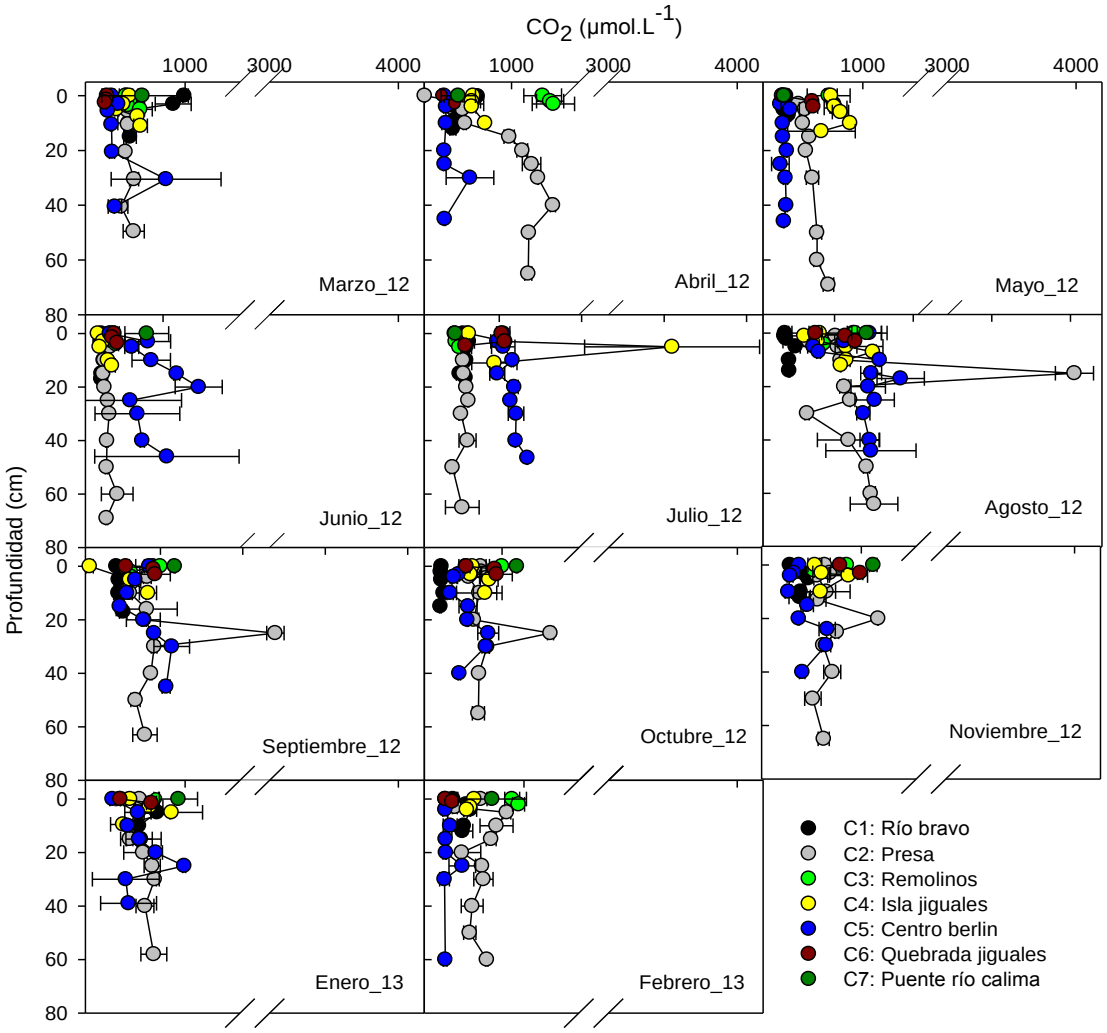
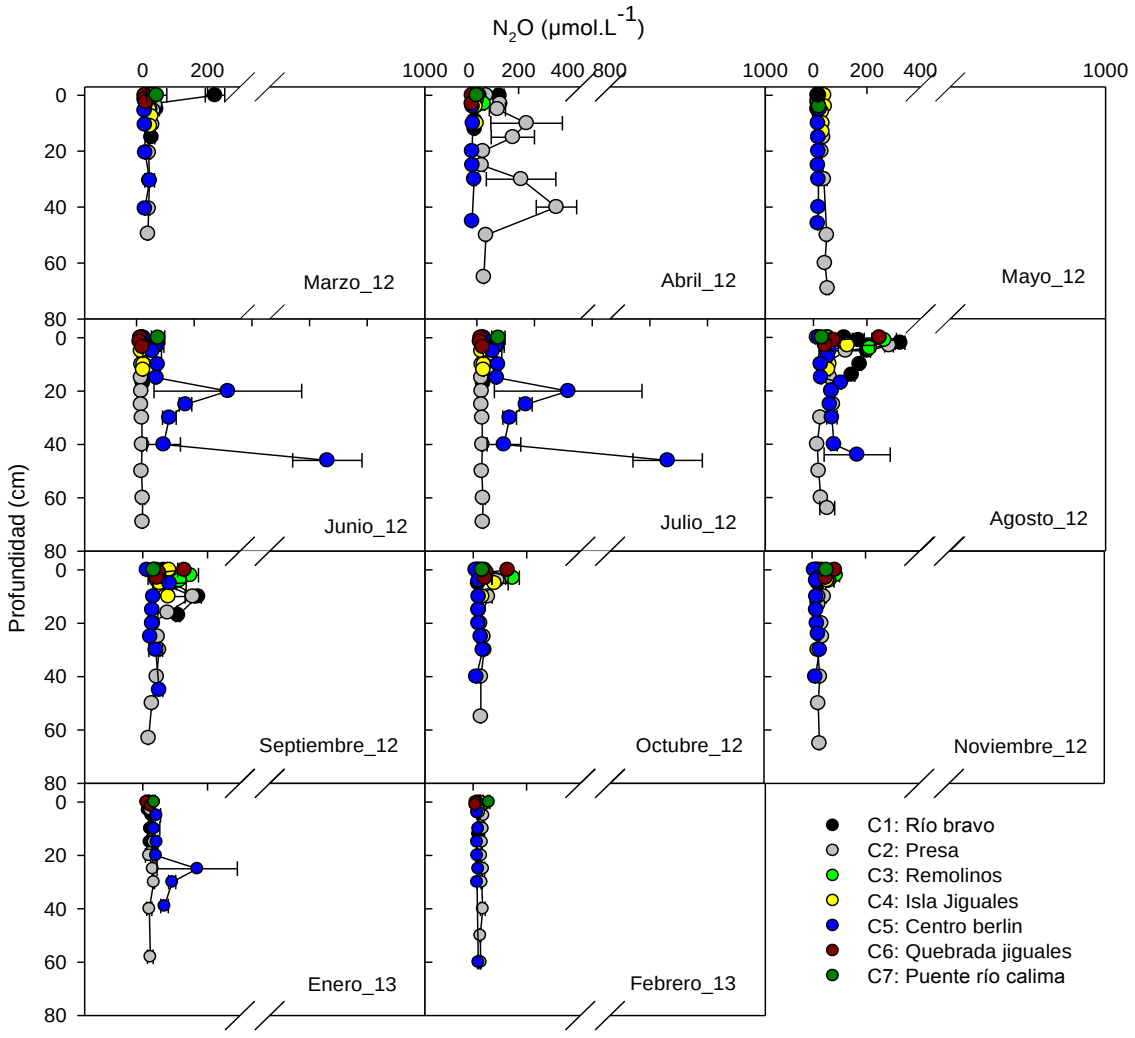


Figura 26: Concentración de óxido nitroso en la columna de agua en las diferentes estaciones de monitoreo del embalse Calima.



5.5 Emisiones de GEI hacia la atmosfera

5.5.1 Emisiones de dióxido de carbono, metano y oxido nitroso por flujos difusivos

Para las estaciones C2, C3, C4 y C5, se midierón y cuantificaron los flujos difusivos a través de la técnica de cámaras flotantes y de las concentraciones superficiales de acuerdo a los modelos descritos en el apéndice 4.3.5, con el propósito de comparar los modelos de estimación relacionando las condiciones climáticas como velocidad del viento. Para la

estación C5, se observó una relación de flujos difusivos de metano entre los dos métodos calculados con un valor de eficiencia del modelo R^2 de -0.09 cercano a cero lo que indica que los datos medidos y el modelo son un buen predictor, adicional para las estaciones C3 y C4 el valor promedio de RMSE de 1.24 siendo resultados ligeramente similares. Para el caso de los flujos difusivos para dióxido de carbono la estación C2 y C5 presenta un valor de eficiencia del modelo R^2 de 0.01y -0.02 cercano a cero lo que indica que los datos medidos y el modelo son un buen predictor al igual que los valores de RMSE. En ambos caso de los flujos difusivos para metano y dióxido de carbono el R^2 presenta valores más bajos de lo que se esperaría, para el caso de las estaciones C3, C4 y C2 respectivamente. Esto puede estar asociado a la alta heterogeneidad de las concentraciones obtenidas debido a las dieferencias en horas de los muestreos y a la variabilidad de los valores de la velocidad del viento de las estaciones de referencia.

En cuanto a las emisiones se presenta una alta varaibilidad entre repeticiones asociado a la condiciones del zona de estudio, por la condiciones de altos valores de velocidad de vientos.

Las emisiones de metano medidas a través de la superficie del agua en el lago Calima se calcularón a lo largo de un año oscilando entre 0.04 ± 0.02 y 0.49 ± 0.16 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$ con un valor promedio de 0.20 ± 0.04 $mmol.m^{-2}.d^{-1,}$ las cuales se encuentra entre las emisiones de embalses tropicales como el embalse Petit-Saut (Guérin et al., 2006, 2007). Las variaciones de concentración se relacionan con la variabilidad climática respecto a velocidad del viento, precipitación y temperatura, comparados con los valores obtenidos del modelo descrito en el apéndice 4.3.5 los cuales fueron relativamente constates (Figura 27). Las estaciones C3 y C4 son las que mayores valores promedio presentan de acuerdo a la Tabla 10 , en los meses de Enero y Febrero de 2013, lo cual puede estar asociado a las condiciones de lluvia que se presentó.

Varios estudios recientes indican que en los embalses las emisiones de metano muestran un gran pico en los primeros años después del llenado, seguido de una disminución. A la edad de un año, el depósito de Petit Saut en la Guayana francesa libero 1300 mg CH_4 m^{-2} $día^{-1}$ (81 mmol CH_4 m^{-2} $día^{-1}$) a partir de la superficie del agua (530 de burbujeo y 770 de difusión) (Galy-Lacaux et al., 1997). El reservorio Curuá-Una, a la edad de 21 años, emitio 66 mg CH_4 m^{-2} $día^{-1}$ (4.11 mmol CH_4 m^{-2} $día^{-1}$) (Duchemin et al., 2000). Lago Gatún en

Panamá a los 84 años, emitio 12 mg CH_4 m^{-2} $día^{-1}$ a por difusión equivalente a 0.74 mmol CH_4 m^{-2} $día^{-1}$ (Keller y Stallard, 1994), cercanas a los datos obtenido en el embalse Calima.

En cuanto a las emisiones de dióxido de carbono medidas en campo (Figura 27), los valores oscilan entre – 179.93 y 311.65 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$, las cuales se encuentran por encima de las tasas emitadas de CO_2 en promedio de 3.65 mg. $m^{-2}.d^{-1}$ para embalses de Brasil equivalente a 0.082 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$ (Palau, Alonso, & Corregidor, 2010) para flujos positivos. Estos flujos son 50 veces más elevados que los flujos habitualmente medidos en la superficie de embalses (Deshmukh, 2013; Guérin et al., 2006). Esto se explica por el efecto combinado de: i) Fuertes vientos sobre el sistema que induce un coeficiente de intercambio 4 veces más elevado de los que clásicamente se observa para los lagos y embalses. Sin embargo, para las estaciones de C3 y C4 los valores promedio son negativos, lo que indica que prevalencen condiciones anoxicas por los valores de metano emitidos en esas mismas estaciones, donde los niveles de agua son mas bajos y se encuentran cercanos a fuentes de agua que pueden llevar alta carga de sedimentos. Al comparar las emisiones obtenidas en el embalse Calima con el embalse petit saut mayor a 10 años (14 y 136 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$), (Abril et al., 2005), los valores obtenidos se encuentra por encima con un periodo de inundación de 50 años.

En cuanto a las emisiones de óxido nitroso estimadas a partir de las concentraciones superificiales, se presentan diferencias entre estaciones donde la estación C4 es la que presenta mayores valores durante el periodo de evaluación, lo que puede estar asociado a las condiciones de precipitación durante las fechas de muestreo en la estación (Figura 27). En contraste con los resultados obtenidos para los flujos de dioxido de carbono. Con el total de flujos obtenidos por cámaras y sitios de muestreo se presenta baja variabilidad para metano, dióxido de carbono y alta para óxido nitroso.

Al comparar con embalses subtropicales como el reservorio Gold Creek localizado en el sur oeste de Queensland (Sturm, Yuan , Gibbes, Werner, & Grinham, 2014), las emisiones de óxido nitroso (0.73 ±0.17, 1.40 ±0.03 μmol N_2O m^{-2} d^{-1}), se encuentran cercanas a las cuatro estaciones evaluadas en el embalse Calima (Tabla 9), a diferencia del embalse Petit saut en Brasil y Fortuna en Panamá donde los flujos promedio de oxido nitroso fueron de 97 ± 61 μmol N_2O m^{-2} d^{-1} (Guerín & Abril, 2008). Al comparar con diferentes embalse tropicales, se encontraron que las emisiones obtenidas en el embalse calima siguen siendo

menores ver Anexo C, donde se presentan la información de la caracterización de los embalses y las emisiones reportadas.

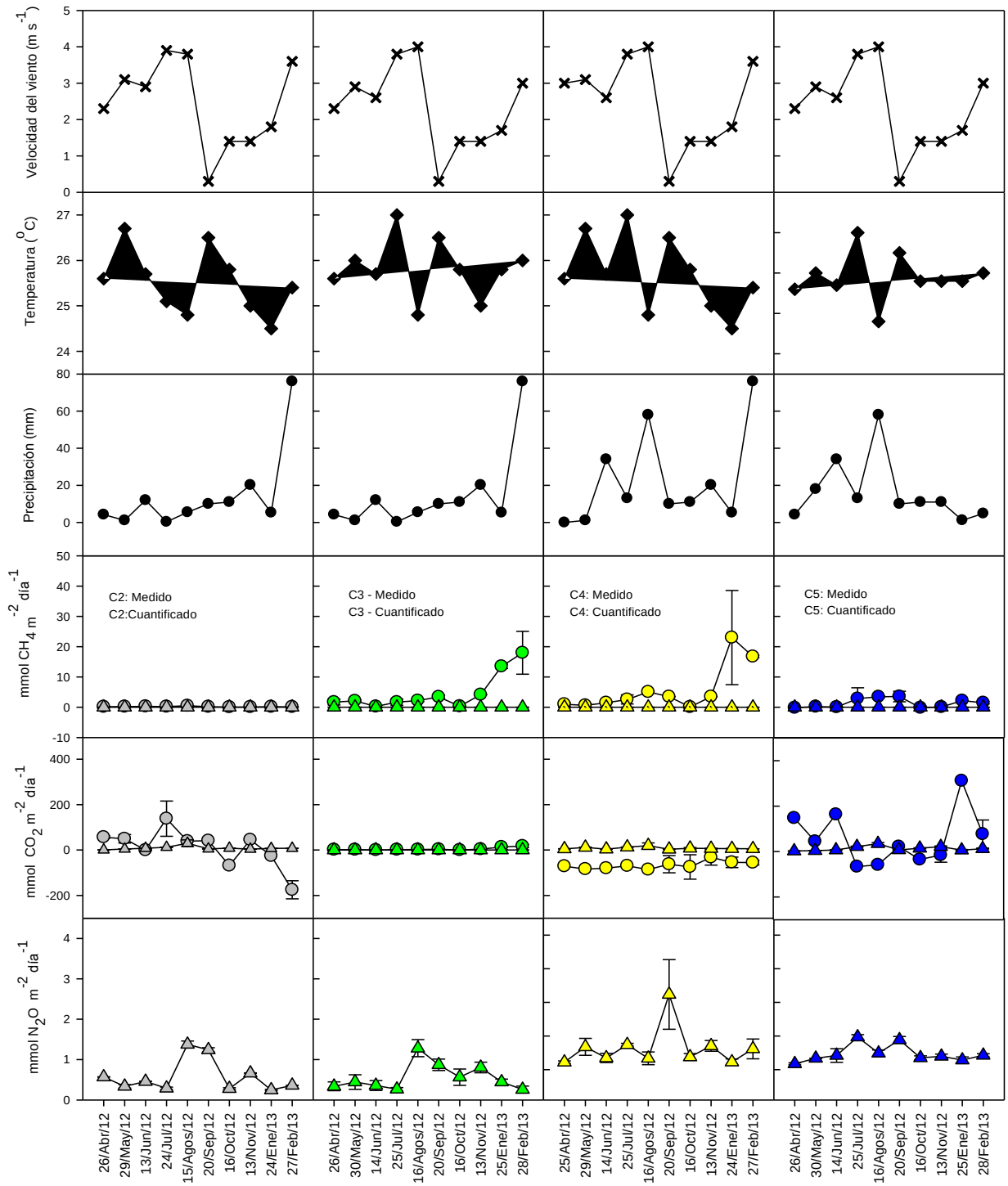
Tabla 9: Emisiones promedio de óxido nitroso calculadas a partir de las concentaciones superficiales en la columna de agua.

Estaciones	Promedio de emisiones de N_2O ($mmol.m^{-2}.d^{-1}$)	Promedio de emisiones de N_2O ($\mu mol.m^{-2}.d^{-1}$)
C2	0.583 ± 0.396	583.2 ± 395.9
C3	0.564 ± 0.336	563.7 ± 335.6
C4	0.650 ± 0.634	649.8 ± 633.7
C5	0.474 ± 0.257	474.3 ± 256.7

Tabla 10: Promedio de los estimadores de error en función de los flujos difusivos medidos y calcualdos

Estación	Flujo promedio medido CH_4 ($mmol.m^{-2}.d^{-1}$)	Standard error	Flujo promedio calculado CH_4 ($mmol.m^{-2}.d^{-1}$)	Standard error	Coeficiente de variación R^2	Eficiencia del modelo R^2	Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	MB
C2	0.20	0.04	0.0015	0.0003	0.65	-2.99	1.89	0.20
C3	4.74	1.17	0.0073	0.0005	0.05	-0.69	1.23	4.7
C4	5.76	1.91	0.0071	0.0013	0.01	-0.62	1.21	5.76
C5	1.36	0.69	0.0045	0.0002	0.23	-0.09	1.29	1.36
Estación	**Flujo promedio medido CO_2 ($mmol.m^{-2}.d^{-1}$)**	**Standard error**	**Flujo promedio calculado CO_2 ($mmol.m^{-2}.d^{-1}$)**	**Standard error**	**Coeficiente de variación R^2**	**Eficiencia del modelo R^2**	**Raíz del error cuadrático medio (RMSE)**	**MB**
C2	10.11	28.64	8.72	1.88	0.01	0.01	0.95	1.39
C3	-37.55	12.79	11.71	1.65	0.61	-0.92	1.31	-49.26
C4	-66.79	31.80	8.36	2.15	0.21	-23.72	4.72	-75.15
C5	59.11	46.30	13.19	1.86	0.11	-0.02	1.08	45.92

Figura 27: Flujos difusivos de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso medidos y calculados en las estaciones C2, C3, C4, C5 del embalse Calima.



Los resultados de la revisión de literatura se resumen en la Tabla 11. La zona boreal se cubrió con 50 estudios para las emisiones de CO_2 y 39 para emisiones de CH_4. Las tasas medias de emisión para este evaluación fueron 1522.8 mg de CO_2 m $^{-2}$ d $^{-1}$ y 48 mg CH_4 m $^{-2}$ d $^{-1}$. Estos valores fueron más del doble que para la zona templada y zonas subtropicales. Los valores de la zona tropical reportados en la literatura fueron, sin embargo, más del doble de CO_2 y para CH_4 en comparación con el embalse Calima.Estos resultados implican que se debe prestar especial atención a las emisiones de dióxido de carbono por el tiempo del embalse y las tasas de sedimentación. Otra característica importante a destacar es la gran desviación de los resultados en todas las regiones, pero sobre todo en la zona tropica.

Tabla 11: Resumen estadístico de la zona de datos de emisiones por unidad de los embalses del mundo (Para depósitos incluidos en el estudio, y las fuentes, véase el Anexo D).

Condiciones	mg CO_2 m $^{-2}$ d $^{-1}$					mg CH_4 m $^{-2}$ d $^{-1}$					mg CO_2 -eq m $^{-2}$ d $^{-1}$	
	Promedio	Min	Max	SD	n	Promedio	Min	Max	SD	n	20-años	100-años
Boreal	1870	85	5750	1190	50	17	−5.0	113	25	39	3058	2283
Templada	550	−1190	4980	1150	43	9	3	21	6.1	10	1193	772
Subtropical	780	−1180	4790	1180	36	7.7	4.2	10	2.3	5	1331	96
Tropical	4000	−860	10400	3090	20	137	−137	1140	258	22	13862	7422

SD: Desviación estándar, n: número de mediciones.

5.6 Flujo de ebullición

De acuerdo a los resultados obtenidos (Tabla 12) de las estaciones de monitoreo selecciondas para flujos de ebullición, no se observó ninguna producción de burbuja a partir del mes de mayo de 2012 en adelante. Esto indica que factores complejos afectan los procesos de difusivos de los gases. Esto puede estar asociado a las condiciones de oxigenación constantes del cuerpo de agua, donde el metano producido por los proceso de transformación de la materia organica se oxidan rápidamente a dióxido de carbono y la condiciones climáticas como la velocidad del vento.

Las burbujas de metano se forman a escasos centímetros bajo la interfase agua – sedimento (Joyce & Jewell, 2003) donde la producción de gases es más importante (Guerín F. , Abril, de Junet, & Bonnet, 2008a). Los gases de ebullición pueden presentar varibilidad debido a las velocidades de la corriente, eventos de fuertes vientos y caídas de presión hidrostáticas (Casper, Maberly, Hall, & Finlay, 2000). La ebullición es por lo tanto irregular, difícil de cuantificar con presión como se observó en los resultados obtenidos. Estos resultados indicarón que existe producción de gas por procesos de descompisición de la materia organica provenientes de los sedimentos de los afluentes, pero la tasa de difusión es menor y los % de oxigeno favorecieron la oxidación y la difusión del CO_2 hacia la atmosfera; tan solo en los meses de marzo y abril de 2012 se evidencio producción de

gas en épocas de baja precipitación donde los niveles de agua están cercanos a los sedimentos depositados en la zona de litoral.

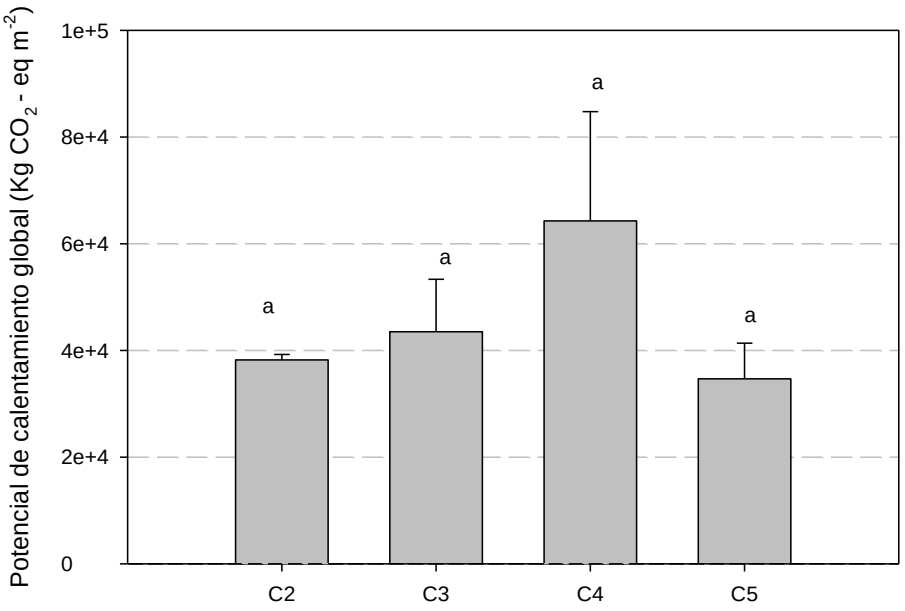
Tabla 12: Volumen colectado de gas producido en zonas litorales del embalse Calima.

FECHA		Hora		Punto	Fila	Profundidad (m)	Volumen de gas en embudos (ml)									
Instalción	Lectura	Inicio	Final				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
3/5/2012	3/8/2012	5:00 PM	11:00 AM	CF	1	9.9 - 7.5	4.2	9	168	3	**41***	5.5	1	3	5.5	0
					2	7 - 6.5	0.5	58	0.9	0	0	3	0.5	18	**21.5***	0.5
					3	4 - 3.5	1.5	1	1	1	0	0	0	1	8	15
					4	2.8 - 1.7	**199***	0	**168***	141	5	13	6	14	22.5	23.5
4/25/2012	4/26/2012	1:38 PM	5:40 AM	CF	1	6.8	0	0	0	0	0	0	31	0	X	X
					2	5.5	9	0	X	0	0	X	59	0	**60***	X
					3	4.3	0	**64***	37	0	0	58	48	X	0	**64***
					4	3.1	43	42	**55***	X	50	57	0	X	0	0
5/29/2012	5/30/2010	9:40 AM	4:10 PM	CF	1	9	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					2	6.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					3	4.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					4	2.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6/13/2012	6/14/2012	4:50 PM	3:50 PM	CF	1	7.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					2	5.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
					3	4.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					4	2.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7/24/2012	7/25/2012	4:20 PM	3:00 PM	CF	1	6.8	X	0	0	0	X	0	0	0	0	0
					2	5.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					3	4.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					4	3.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8/15/2012	8/26/2012	4:30 PM	2:39 PM	CF2	1	7.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					2	5.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					3	4.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					4	2.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

5.7 Potencial de calentamiento global

Los reservorios artificiales construidos en regiones forestales tropicales, son por lo tanto una fuente de gases de efecto invernadero y como los bosque que comprende el ecosistema del embalse Calima son bosques primarios, nos encontramos con una tasa de emisión de 45162 kg de CO_2 equivalentes m^{-2} $año^{-1}$ (45.16 toneladas de CO_2 equivalentes m^{-2} $año^{-1}$), para un periodo de evaluación de un año de un ecosistema nativo inundado hace 51 años (Figura 28). Estos valores obtenidos se encuentran por debajo de las contribuciones de embalses relativamente nuevos con un periodo de inundación de tres años, como el caso del embalse Reventazón en Costa rica donde los flujos netos prelleno y posllenado fue de 356,170 toneladas por año de CO_2 equivalentes. (Inter American Development Bank, 2012)

Figura 28: Potencial de calentamiento global para las estaciones de monitore de flujos difusivos del embalse Calima.



La demanda actual de energía en el mundo ha generado importante presión sobre los recursos naturales. La transición de fuentes de energía, a partir de 100%madera a finales de 1700, a 80% en carbón a principios de 1900, y a una dominancia 50% de aceite, con gas y carbón desde la década de 1970, reflejando la creciente necesidad de producción de energía en el Mundo (Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados - IIASA). Lo que ha generado gran preocupación en la comunidad científica a lo que se refiere a los cambios en la concentración gases de efecto invernadero en la atmósfera el cual, cambia los balances de energía, afecta la termodinámica de la atmosfera con consecuencias en el cambio climatico (IPCC,2007).

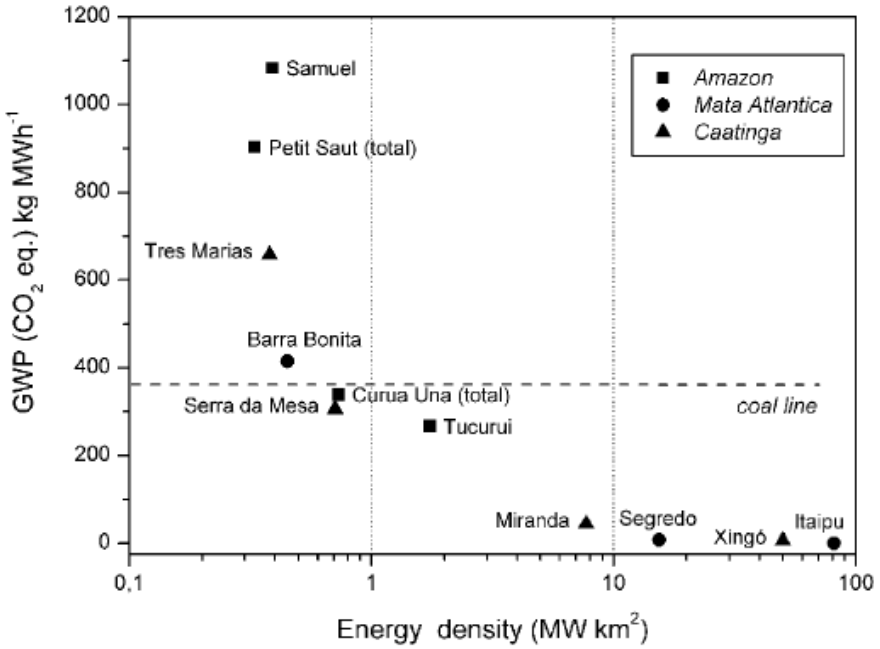
De 1971 a 2010, el suministro de energía primaria total mundial (la cantidad de energía disponible para la transformación y / o el consumo final) aumentó de 6,107 a 12.717 millones de toneladas de petróleo equivalente. En cuanto a la proporción de combustible en este suministro, el aceite se redujo desde el 46,1%, mientras que a la hidráulica el 32,4 % aumentó a partir 1.8 a 2.3%.

Las presas hidroeléctricas son una alternativa renovable importante para la producción de energía, aunque se han planteado preocupaciones sobre los reservorios siendo responsable de cantidades sustanciales de gases de efecto invernadero de entrada a la

atmósfera, en especial de las regiones tropicales (Barros et al., 2011; Fearnside, 2002, 2005; Giles, 2006; Kemenes et al., 2007, 2011; Lima, 2005; St Louis et al., 2000).

Para el embalse Calima a partir de los resultados de potencial de calentamiento global, se determino el impacto a nivel de sistemas de generación de energía. Se estimaron las contribuciones considerando una potencia instalada de 33 MW, con una superficie inundada de 19 Km^2 y una producción de energía de 180GWh. Estas cifras corresponden a la información reportada por (Palacios, 2013) no se logro obtener información del empresa EPSA para la evaluación, obteniendo un valor muy alto de 494.9 Kg CO_2 equivalentes en MWh^{-1} en función de la densidad energética promedio de (4.1 $MW.km^2$). De acuerdo a los resultados obtenidos el embalse calima comparado con diferentes embalses tropicales, se ubica por encima de la línea de carbón referenciada en la (Figura 29) lo que explicaría la fuerte emisiones de dióxido de carbono observadas.

Figura 29: Factor de emisión (kg-CO_{2eq}.MWh^{-1}) de embalses tropicales en América del Sur en función de la densidad energética (MWh^{-1}). Figura de Gunkel: *Hydropower, a green energy? Tropical reservoirs and greenhouse gas emissions, Clean-soil, air, water, 2009.*



5.8 Concentraciones de nutrientes y gases en sedimentos.

Los perfiles de concentraciones de la estación C5 de los diferentes compuesto biogeoquímicos se presentan en la Figura 30. Las concentraciones de carbono inorgánico son menores a 0.008% a partir de los 10 cm del perfil y descienden hasta aproximademante 0.005 % hasta el fondo del perfil evaluado. El carbono orgánico particulado disminuye de 3 a 1.5 % en los primero 25 cm y a partir de esta profundidad aumenta hasta llegar a 3 % al final del perfil, solo se presenta un dato por encima de la tendencia del perfil a la profundidad de 7 cm al igual que en la variable de azufre.

En los contenidos de azufre no se evidencias diferencias en la concentración (0.1%) durante el perfil, excepto en la profundidad de 7 cm con un valor por encima de la tendencia cercano a 0.5 %. La concentración del ión sulfato en la interfase agua – sedimento, las concentraciones aumentaron de 0.5 a 10 μmol L^{-1} en los primeros 25 cm y partir de este hasta los 40 cm se presenta variabilidad entre el rango de concentraciones.

La concentración de nitratos decrece de 5.5 a 0.5 μmol L^{-1} en los primeros 10 cm bajo la interfase y luego aumenta hasta alcanzar 3.5 μmol L^{-1} a 13 cm continuando estable sobre el resto de la profundidad dentro del rango de concentraciones iniciales. Comparando con embalses subtropicales, la concentraciones de este íon se sencuentran en el rango reportado por (Sturm, Yuan , Gibbes, Werner, & Grinham, 2014) de concentraciones de 1.59 ±0.22 y 2.2±0.18 μmol L^{-1}.

En los perfiles de Fe^{2+} y Mn^{2+} disueltos se observan tendicias similares en el cambio de las concentaciones, pero en el rango concentraciones de Fe^{2+} son 30% superiores a las del Mn^{2+}. En los primeros 8 cm, las concentraciones de Fe^{2+} y Mn^{2+} aumentan progresivamente. Por debajo de los 10 cm de la interfase, se observa variabilidad de las concentraciones sin ninguna tendencia clara. El ión sulfato comienza con concentraciones de 60μmol L^{-1} y disminuye drásticamente hasta valores cercanos al limite de detección, sin varibilidad en el perfil del suelo.

En el perfil de metano presentaron concentraciones hasta 2 veces superiores al límite de solubilidad del gas en el agua (1500 μmol L^{-1}), lo que indica que burbujas del gas muy concentradas en CH_4 estaban atrapadas en el sedimento al momento del muestreo. Las concentraciones son máximas a 3-4 cm por debajo de la interfase (3000 μmol L^{-1}) y luego

decrecen regularmente hasta alcanzar 1000 μmol L^{-1} a 40 cm. Al comparar con estudios de incubación de sedimentos en embalses subtropicales se encontraron valores cercanos a 3616 ± 395 μmol CH_4 (Sturm, Yuan , Gibbes, Werner, & Grinham, 2014).

De acuerdo a los resultados obtenidos, el balance de carbono de un embalse depende, en gran medida, de su estado trófico; es decir la cantidad de materia organica que debe procesar. En general un sistema ologotrópico es un sistema poco productivo y funciona como un ciclo de carbono muy cerrado, sin apenas intercambios del agua con la atmosfera y los sedimentos, mientras que un sistema eutrófico, muy productivos el sistema tiende a externalizar los excedentes de carbono que debe procesar hacia la atmosfera (gases) y sediementos (materia orgánica e inorgánica carbonatada).

A partir de los resultados de la estación C5 en el 2014, las emisiones de metano son altas comparadas con las evaluaciones de las concentraciones en el 2012 y 2013. Es puede estar asociado a la carga de materia organica en los sedimentos provenientes de los afluentes del embalse. Lo que clasifica este comportamiento como potencialmente eutrófico por la carga de sedimentos.

Figura 30: Perfiles de concentraciones-profundidad de carbono inorgánico particulado, carbono orgánico particulado, azufre, fosfato disuelto, nitrato disuelto, manganeso disuelto, hierro disuelto, sulfato disuelto y metano en los sedimentos de Calima en la estación C5.

5.9 Analisis de componentes principales.

Este análisis permitió comprender la correlación entre las variables físicas- químicas de la columna de agua y las emisiones de GEI en las diferentes estaciones de monitore.En el análisis de componentes principales, se seleccionaron los primeros dos (2) componentes, los cuales explican el 55.33 % de la variabilidad de los datos (Tabla 13). Donde los valores menores a 0.5 indican poca correlación entre las variables de cada componente.

Tabla 13: Componentes principales de las variables físico – químicas y concentraciones de la columna de agua de las estaciones seleccionadas para el estudio de GEI en el embalse Calima.

Variable	Comp1	Comp2
Concentraciones de metano	-0.767	0.312
Concentraciones de dióxido de carbono	-0.306	0.443
Concentraciones de óxido nitroso	-0.489	0.569
Oxigeno disuelto	-0.460	-0.747
Temperatura	-0.736	-0.252
Conductividad electrica	-0.581	0.115
pH	-0.260	-0.736

Los primeros dos componentes explican la variabilidad de los datos, así:

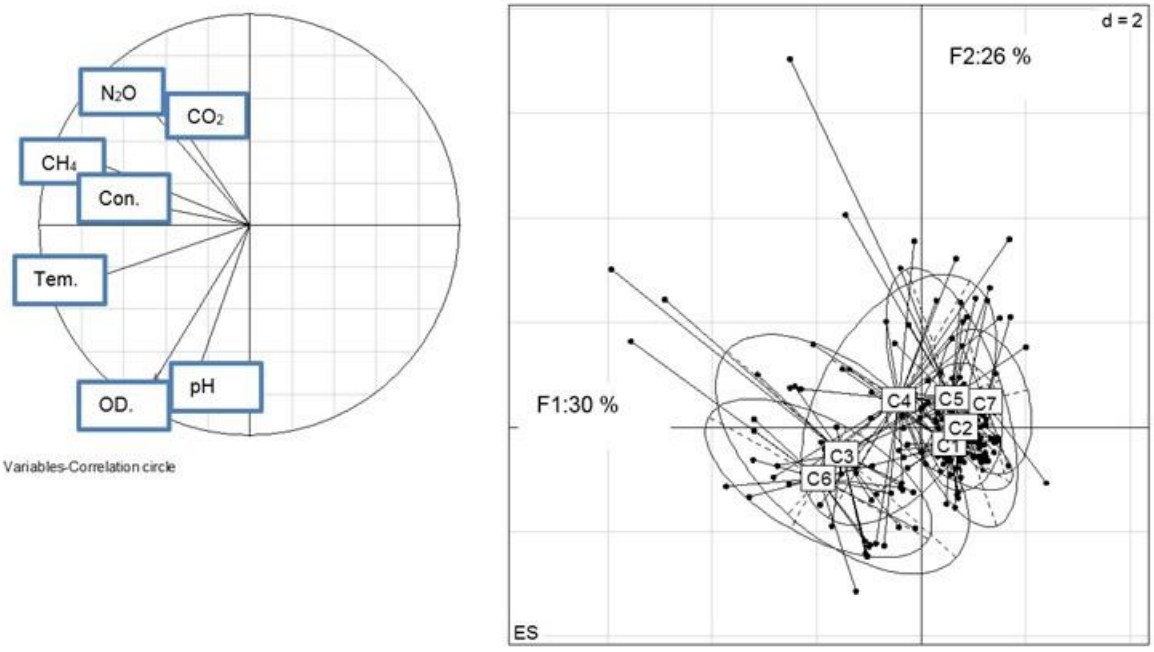
a. El primer componente (F1) explica el 30 % y está relacionado con las concentraciones de metano, óxido nitroso y las variables físico –químicas de oxigeno disuelto, temperatura y conductividad electrica.

b. El segundo componente (F2) explica el 26% y esta relacionada con las concentraciones de dióxido de carbono y óxido nitroso.

En el primer componente (F1) en el eje negativo, las variables de concentración de metano y temperatura presenta una alta correlación entre sí.Otra relaciones que se observaron son: Concentración de óxido nitroso y oxigeno disuelto y conductividad eléctrica. En el componente (F2) las variables de concentración de dióxido de carbono y óxido nitroso presentan una alta correlación en el eje positivo, en cuanto al eje negativo se presenta una relación entre oxigeno disuelto y pH.

A partir de la Figura 31, no se observan diferencias marcadas entre estaciones, donde las estaciones C3: Remolinos, C6: Quebrada jiguales, se encuentra relacionadas con los factores de temperatura, oxigeno disuelto y pH. No se consideraron nutrientes en la columna de agua debido a que su porcentaje dentro de los componentes era menor al 50%. Estas estaciones se caracterizan de las demás por los niveles en la columna de agua. Lo que indica homogeneidad del embalses de acuerdo a las variables físico – químicas y emisiones de GEI entres las estaciones seleccionadas.

Figura 31: Analisis de componentes principales para las estaciones de monitoreo del embalse Calima. Con: conductividad eléctrica, Tem: temperatura en la columna de agua, OD: óxigeno disuelto y pH.



5.10 Análisis de la bioquímica y emisiones de gases de efecto invernadero generadas en el embalse Calima.

La varaibilidad climática es un factor importante a considerar debido a que cambios en la precipitaciónes y el aumento de la torrencialidad favorece la erosion del suelo de los afluentes del embalses y por lo tanto el aumento de transporte de sedimentos que llegan a los cuerpos de agua y quedan retenidos en el embalse. Estos cambios y problemas de erosion podrían aumentar los niveles de sedimentación dentro de la presa, como lo indica los resultados de la baltimetría de 2004 donde se presenta una tasa de sedimentación alta lo que evidencia perdida de la capacidad de volumen hipolimnetico.

De acuerdo a estos resultados el aumento de la carga de sedimentos, ocasiona menor capacidad de dilución, mayor disponibilidad de nutrientes, facilidad de calentamiento de las aguas como se evidencia en los resultados obtenidos de temperatura en el perfil de la columna de agua, donde no se presenta una estratificación. Esto puede generar condiciones adecuadas para la eutroficación lo que representa altas emisiones de dióxido de carbono.

En efecto, para el caso de Calima, la columna de agua está completamente mezclada, si gradientes evidentes de oxígeno o gradientes biogeoquímicos. Igualmente no se

evidenciaron variaciones espaciales ni temporales en el sistema. De esta manera, resulta algo complicado obtener conclusiones en relación a la dinámica de los nutrientes y de los GEI en la columna de agua. Es probable que la mayoría de las reacciones tengan ocurrencia en el sedimento.

De cualquier manera, las concentraciones observadas de CH_4 en el sedimento son muy superiores a las observadas en la columna de agua del embalse, lo que confirma la hipótesis que los sedimentos del lago son la fuente principal de CH_4 (DelSontro et al., 2011; Sobek et al., 2012; Guérin et al., 2008). Adicionalmente, estos resultados indican que una actividad muy intensa de bacterias metanotrófagas que tiene lugar en algunos milímetros de la interfase agua-sedimento tal y como ha sido observado en lagos oxigenados (Frenzel et al., 1990) ya que las concentraciones pasan de 800 $\mu mol.L^{-1}$ en el sedimento a 0.2 $\mu mol.L^{-1}$ en la columna de agua.

Considerando el promedio de los flujos difusivos de CO_2 y de CH_4 medidos durante los trabajos de campo (FCO_2 = 10.50 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$ y FCH_4=3.02 $mmol.m^{-2}.d^{-1}$), las emisiones por el embalse de Calima son de 11515 y 1030 $mmol.m^{-2}$. $año^{-1}$, respectivamente. Esto corresponde a emisiones de CO_2 equivalente de 2392 Gg $CO_{2\,eq}$.

En general, los flujos de gases de efecto inverandero dismuyen con la edad de los embalse. Sin embargo, las actividades antropogénicas, tales como las descargas de aguas residuales sin tratamientos a los ríos que alimentan los embalses, pueden alterar las emisiones de GEI de estos sistemas. En nuestra zona de estudio los afluentes llegan hacia el embalse con las descargas de la zona turista del lago.

6. Conclusiones

Estos resultados constituyen, el primer estudio de emisiones de gas de efecto invernadero en un embalse de montaña (1400 m.s.n.m.) y de los procesos biogeoquímicos que están al origen de tales emisiones.

Debido a las grandes velocidades del viento que caracteriza la región de Calima - Darien, el agua del embalse se encuentra perfectamente mezclado verticalmente (no hay evidencia de gradiente biogeoquímico en la columna de agua) y horizontalmente (no hay variaciones espaciales). Las concentraciones de CH_4 en la columna de agua son débiles así la metanogénesis será muy activa en los sedimentos del sistema.

Esto implica una gran actividad metanotrófica en la interfase agua-sedimento. Las concentraciones de CO_2 son muy elevadas en superficie y son, probablemente el resultado de una fuerte respiración heterotrófica y procesos de oxidación del metano producido en los sedimentos . Análisis más avanzados en relación a concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD) y carbono orgánico (COP), son necesarios para concluir este aspecto.

Las emisiones de este embalse son fuertemente condicionadas por las grandes velocidades de los vientos y la tasa de sedimentación del embalse proveniente de los aporte de materia organica de los afluentes. En general, la contribución de las emisiones por este embalse son, en contra de todo pronóstico, elevadas en relación a su tamaño y edad. Con el fin de comprender la intensidad de estas emisiones, resulta necesario desarrollar un trabajo más detallado con el fin de identificar las fuentes de carbono en el sistema y caracterizar la producción de CO_2 en la columna de agua.

Finalmente, se muestra que 50 años después de la inundación, la descomposición del suelo inundado y la biomasa proveniente de los afluentes de la cuenca, sigue siendo el principal contribuyente a las emisiones de gases desde el embalse Calima.

Anexos

Anexo A: Análisis estadístico de las variables físico – químicas en la columna de agua en relación a las estaciones de monitoreo, profundidad y periodo de muestreos.

Variable dependiente: pH.

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Estaciones	6	78.63	13.106	66.59	<2e-16 ***
Residuals	913	179.68	0.197		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Profundidad	1	8.22	8.222	30.18	5.1e-08 ***
Residuals	918	250.10	0.272		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tiempo	10	34.03	3.403	13.79	<2e-16 ***
Residuals	990	224.28	0.247		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Variable dependiente: Oxigeno disuelto.

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Estaciones	6	60979	10163	30.57	<2e-16 ***
Residuals	913	303564	332		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Profundidad	1	89259	89259	297.7	<2e-16 ***
Residuals	918	89259	297.7		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tiempo	10	74253	7425	23.25	<2e-16 ***
Residuals	909	290290	319		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Variable dependiente: Temperatura.

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Estaciones	6	622.8	103.80	496.7	<2e-16 ***
Residuals	913	190.8	0.21		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Profundidad	1	115.2	115.20	151.4	<2e-16 ***
Residuals	918	698.4	0.76		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tiempo	10	19.8	1.9807	2.268	0.0127 *
Residuals	909	793.8	0.8732		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Variable dependiente: Conductividad eléctrica.

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Estaciones	6	10051	1675.2	9.611	2.86e-10 ***
Residuals	913	159146	174.3		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Profundidad	1	849	849.4	4.632	0.0316 *
Residuals	918	168348	183.4		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tiempo	10	140717	14072		<2e-16 ***
Residuals	909	28481	31		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Anexo B: Análisis estadístico de las variables concentraciones en la columna de agua en relación a las estaciones de monitoreo.

Variable dependiente: Concentraciones de metano.

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Estaciones	6	9.44	1.5730	11.60	4.92e-12 ***
Residuals	380	51.11	0.1345		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Variable dependiente: Concentraciones de dióxido de carbono.

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Estaciones	6	3854834	642472	4.355	0.000288 ***
Residuals	380	56060421	0.1345		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Variable dependiente: Concentraciones de óxido nitroso

Relaciones	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Estaciones	6	9451	1575	0.452	0.843
Residuals	380	1323954	3484		
Signif. codes:	0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				

Anexo C: Caraterización de embalse tropicale y flujos de óxido nitroso.

Reservoir	Petit Saut	Fortuna	Tucurui	Samuel	Serra de Mesa	Manso
Country	France	Panama	Brazil	Brazil	Brazil	Brazil
State	French Guiana	Chiriqui	Pará	Rodônia	Goiás	Mato Grosso
River	Sinnamary	Chiriqui	Tocantins	Jamari	Tocantins	Cuiabá
Date of impoundment	1994	1983	1983	1988	1996	2000
Lat.	05°04′N	08°45′N	3°49′S	08°44′S	13°50′S	14°32′S
Long.	53°03′W	82°11′W	49°38′W	63°30′W	48°18′W	49°09′W
T_{air}, deg C	26	23	26.5	27.3	25	26
Precipitation, mm	2965	4380	2427	2280	1700	1750
Watershed area, km^2	6900	1995	758000	29700		
Water discharge, $m^3.s^{-1}$	267	27	11000	350	1247	200
Reservoir surface, km^2	300	10	2800	420	1784	427
Volume, km^3	3.5	0.17	46	4.5	54.4	7.3
Residence time, month	5–6	2.4	1.6	3.5	26	14
Mean depth, m	10	15	19	5.7	6.7	

			$F(N_2O)$, μmol m^{-2} d^{-1}						
			Reservoir Surfaces						
			Open Water		Flooded Forest		Downstream River		
Reservoir	Country	Season	Mean ± SD (n)	Range	Mean ± SD (n)	Range	Mean ± SD (n)	Range	Reference[a]
Petit Saut	French Guiana	Wet	103 ± 77 (33)	−135–219	124 ± 37(11)	65–189	128 ± 41 (16)	78–230	1
		Dry	84 ± 41 (27)	18–162	138 (1)		140 ± 67 (20)	51–281	1
Fortuna	Panama	Dry	7 ± 11 (10)	−18–22			31 ± 26 (2)	13–50	1
Tucurui	Brazil	Dry	125 ± 82 (8)		130 ± 109 (8)				2
Samuel	Brazil	Dry	157 ± 148 (8)		255 ± 141 (9)				2
Serra de Mesa	Brazil	Wet	3 ± 22 (62)[a]						3
Manso	Brazil	Wet	3 ± 30 (34)[a]						3

Referencias: Lima et al (2002), Sikar et al (2005).

Anexo D: Lista de GEI desde reservorios.

Referencia	Nombre del reservorio	AR a	EZ b	GHG c	Tipo de flujo d
Åberg et al. (2004)	Skinnmuddselet	E	bo	CO_2	D
Abril et al. (2005)	Petit Saut	LA	tr	CO_2 , CH_4	D, B
Duchemin et al. (2001)	Curua-Una	LA	tr	CO_2 , CH_4	D, B
Duchemin et al. (1995)	Laforge 1	NA	bo	CO_2 , CH_4	D, B
Duchemin (2000)	Cabonga	NA	te	CO_2 , CH_4	D, B
Galy-Lacaux et al. (1997)	Petit Saut	LA	tr	CO_2 , CH_4	D, B
Huttunen et al. (2002)	Lokan Tekojärvi	E	bo	CO_2 , CH_4	D, B
	Porttipahta	E	bo	CO_2 , CH_4	D, B
Keller and Stallard (1994)	Gatun Lake	LA	tr	CH_4	D, B
Kelly et al. (1994)	Eastmain-Opinaca	NA	bo	CO_2 , CH_4	D
Kelly et al. (1997)	ELARP	NA	te	CO_2	D, B
Rosa et al. (2002)	Tiete	LA	tr	CO_2 , CH_4	D, B
Schellhase et al. (1997)	Arrow (Hugh Keenleyside)	NA	te	CO_2	D
Soumis et al. (2004)	Dworshak Reservoir	NA	te	CO_2 , CH_4	D, de
Tavares et al. (1998)	Tucurui (Raul G.Lhano)	LA	tr	CH_4	D, B
Therrien et al. (2005)	Alamo Lake Reservoir	NA	st	CO_2	D
Tremblay et al. (2004)	Sainte-Marguerite	NA	bo	CO_2	D
	The Narrows	NA	te	CO_2	D
Tremblay et al. (2005)	Alouette	NA	te	CO_2 , CH_4	D
	Arrow-Lower	NA	te	CO_2 , CH_4	D
	Baskatong	NA	bo	CO_2 , CH_4	D

Región administrativa (LA Latino america,NA Norte America,E Europa)

b Zona ecologica (bo: boreal,te : templado,st: subtropical,tr:tropical

c mediciones de GEI

d tipo de flujo (D: difusivo,B: Ebullición,de: desagasifiacación)

AR: región admisnitrativa, EZ: Zona ecologica, GEI : gases de efecto invernadero

Bibliografía

Aberg J, Bergström A, Algesten G, Söderback K, Jansson M (2004). A comparison of the carbon balances of a natural lake (L. Orträsket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden. Water Res, 38,531–538.

Abril, G. E. (2005). Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, 1 -16.

Abril, G., & Guerin, F. (2005). Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10 year old tropical reservoir. *Global Biogeochemical Cycle*.

Abril, G., Parize, M., Pérez, M. A., & Filizola, N. (2013). Wood decomposition in Amazonian hydropower reservoirs: An additional source of greenhouse gases. Journal of South American Earth Sciences, 44, 104-107.

American Public health Association (APHA), (2000).Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E.W., and Greenberg, A. E (eds), Standar methods for the examination of water an wastewater Green. 21 ed, American water works association; water pollution Control Federation Washington, D. C.,1368p.

Armengol, J., Crespo, M., Morguí, J. A., and Vidal, A. (1986). Phosphorus budgets and forms of phosphorus in the Sau reservoir sediment: An interpretation of the limnological record. *Hydrobiologia* 143, 331-336.

Armengol, J., and García, J. C. (1997). Ecología de los embalses españoles. *Ecosistemas* 20/21, 36-41.

Audry, S., G. Blanc, J. Schäfer and S. Robert (2007). "Effect of estuarine sediment resuspension on early diagenesis, sulfide oxidation and dissolved molybdenum and

uranium distribution in the Gironde estuary, France." Chemical Geology 238(3-4): 149-167.

Baena álvarez, L. M. (2006). Linea Base Ambiental de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales. Cali: CORPORACIÓN AUTONOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA.

Baron, J., Hall, E., Nolan, B., Finlay , J., Bernhardt, E., Harrison, J., Boyer, E. (2013). The interactive effects of excess reactive nitrogen and climate change on aquatic ecosystems and waterresources of the United States. *Biogeochemistry*, 71-92.

Bastien, J., & Tremblay, A. (2009). Greenhouse gases fluxes from Smalwood Reservoir and natural water bodies in Labrador. Canada: Internacional Association of theoretical and Applied Limnology.

Barros, et al., (2011). Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. Nature Geoscience 4, 593–596.

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 Biochem Cycles 18:1–12

Bazán, R. E. (2005). Teledetección y modelado numérico para el análisi de la calidad de agua del embalse Los Molinos. *Ingeniería Hidráulica en México* , 121 -135.

Beaulieu, J., Smolenski, R., Nietch, C., Townsend-Small, A., Elovitz, M., & Schubauer-Berigan, J. (2014). Denitrification alternates between a source and sink of nitrous oxide in the hypolimnion. *Limnol. Oceanogr., 59*, 495-506.

Bieco, G. (2015). *C*iclo del carbono y modelización biogeoquímica de un lago somero hipertrófico: la Albufera de Va. Valencía: Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología evolutiva.

calima eldarien-valle. Alcaldia Municipal. (2011, Febrero 12). Retrieved from Alcaldía de Municipio - Departamento: http://www.calimaeldarienvalle.gov.co/informacion_general.shtml

Camerlenghi, A., (2009). Els gels `artics il'escalfament global. ICREA, Universidad de Barcelona, Ponencia presentada al Simposium: Aigua I Canvi Clim`atic, Institut de l'Aigua (UB), Barcelona.

Casper, P., Maberly, S., Hall, G., & Finlay, B. (2000). Fluxes of methane and carbon dioxide from small productive lake to the atmosphere . *Biogeochemistry*, 1-19.

Chessel, D., Dufour, A. B. & Thioulouse, J. (2004), 'The ade4 Package - I: One-table Methods', R News 4(1), 5-10.

Cole,J.J.,Prairie,Y.T.,Caraco,N.F.,McDowell,W.H.,Tranvik,L.J.,Striegl.R.G.,Duarte,C.M.,Kortelaine,P.,Downing,J.A.,Middelburg,J.J.,and Melack,J.,(2007).Plumbing the global cycle: Intergrating inland waters into the terrestrial carbon budget. Ecosystems 10, 171-184.

Cole, J. J., Bade, D. L., Bastviken, D., Pace, M. L., and Van de Bogert, M., (2010): Multiple approaches to estimating air-water gas ex- change in small lakes, Limnol. Oceanogr.-Methods, 8, 285–293.

Corredor , J. (2013). Inventario documentado de represas en Colombia. Bogota:UNIVERSIDAD MILITAR NUEVA GRANADA.

Crusius, J. and Wanninkhof, R. (2003). Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. Limnol. Oceanogr. 48, 1010-1017.

Curtarelli, M. P., Alcântara, E., Rennó, C. D., Assireu, A. T., Bonnet, M. P., & Stech, J. L. (2014). Modelling the surface circulation and thermal structure of a tropical reservoir using three-dimensional hydrodynamic lake model and remote-sensing data. Water and Environment Journal, 28(4), 516-525.

Dart, A. K. (2016, Julio 16). *Greenhouse Gases - Water Vapor and Carbon Dioxide*. Retrieved from Greenhouse Gases - Water Vapor and Carbon Dioxide: http://www.akdart.com/warming21.html.

DelSontro, T., M. J. Kunz, T. Kempter, A. Wüest, B. Wehrli and D. B. Senn (2011). "Spatial Heterogeneity of Methane Ebullition in a Large Tropical Reservoir." Environmental Science & Technology 45(23): 9866-9873.

Demarty, M., & Bastien, J. (2011). GHG emissions from hydroelectric reservoirs in tropical and equatorial regions: Review of 20 years of CH_4 emission measurements. *Energy Policy*, (7),4197-4206.

Deshmukh, C. (2013). Greenhouse gas (CH_4/CO_2/N_2O) emissions from a newly flooded reservoir in subtropical south Asia: case of Nam Theun 2 Reservoir, Lao PDR. PhD PhD, University Paul Sabatier (Toulouse III).

Diatloff, E., & Rengel, Z. (2001). COMPILATION OF SIMPLE SPECTROPHOTOMETRIC TECHNIQUES FOR THE DETERMINATION OF ELEMENTS IN NUTRIENT SOLUTIONS. Journal Of Plant Nutrition, 24(1), 75.

Diem, T., Koch, S., Schwarzenbach, S., Wehrli, B., & Schubert, C. J. (2012). Greenhouse gas emissions (CO2, CH4, and N2O) from several perialpine and alpine hydropower reservoirs by diffusion and loss in turbines. Aquatic sciences, 74(3), 619-635.

Domingues, F. D., Starling, F. L., Nova, C. C., Loureiro, B. R., & Branco, C. W. (2016). The control of floating macrophytes by grass carp in net cages: experiments in two tropical hydroelectric reservoirs. Aquaculture Research, 1-13.

Downing,J.A.,Prairie,Y.T.,Cole,J.J.,Duarte,C.M.,Tranvink,L.J.,Striegl,R.G.,McDowell,W.H.,Kortelainen,P.,Caraco,N.F.,Melack,J.M.,and Middelburg,J.J., (2006), The global abundase and size distribution of lakes ponds,and impoundments.*Limnology and Oceanography* 51,2388-2397.

Duchemin, E., Lucotte, M. & Canuel, R. (1995). Production of the greenhouse gases CH4 and CO2 by hydroelectric reservoirs of the Boreal region. *Global Biogeochemical Cycles*, 9(4): 529-540.

Duchemin, E., Canuel, R., Ferland, P. & Lucotte, M. (1999). Étude sur la production et l'émission de gaz à effet de serre par les réservoirs hydroélectriques de l'entreprise et de lacs naturels (Volet 2), Université du Québec a Montreal. 47.

Duchemin, E., M. Lucotte, R. Canuel, A. G. Queiroz, D. C. Almeida, H. C. Pereira, and J. Dezincourt (2000), Comparison of greenhouse gas emissions from an old tropical reservoir with those of 355 other reservoirs worldwide, Verh. Int. Ver. für Limnol., 27, 1391–1395.

Duchemin E, Lucotte M, Queiroz A, Canuel R, Pereira H, Almeida D, Dezincourt J (2001) Comparison of greenhouse gas emissions from an old tropical reservoir with those from other reservoirs worldwide, 27th Congress SIL 1998. International Association for Applied and Theoretical Limnology, 27th Congress, pp 1391.

Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., & Sokona, Y. (2011). Informe especial sobre fuentes de energía renovables y mitigación del cambio climático. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.

Elpaís.com.co. (2007, Diciembre 28). *Elpaís.com.co*. Retrieved from El pais: http://www.elpais.com.co/elpais/valle/noticias/Alerta-en-lago-Calima-por-contaminación.

Fearnside, (2002). Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucurui Dam) and the energy policy implications. Water Air and Soil Pollution 133, 69–96.

Fearnside, P. M. (2008). A Framework for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Brazil ' s Amazonian Hydroelectric Dams, *1*(1). http://doi.org/10.4257/oeco.2008.1201.11.

Fearnside, P. M. (2016). Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams in tropical forests. Alternative Energy and Shale Gas Encyclopedia, 426-436.

Frenzel, P., B. Thebrath, and R. Conrad (1990), Oxidation of methane in the oxic surface layer of a deep lake sediment (Lake Constance), FEMS Microbiol. Ecol., 73, 149–158.

Froelich, P. N., G. P. Klinkhammer, M. L. Bender, N. A. Luedtke, G. R. Heath, D. Cullen, P. Dauphin, D. Hammond, B. Hartman and V. Maynard (1979). "Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis." Geochimica et Cosmochimica Acta 43(7): 1075-1090.

Galy-Lacaux C, Delmas R, Jambert C, Dumestre JF, Labroue L, Richard S, Gosse P., (1997). Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: a case study in French Guyana. Global Biogeochem Cycles 11:471–483.

Galy - Lacaux, C., Delmes, R., & Kouadio, G. (1999). Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, 503 - 519.

Giles, J., (2006). Methane quashes green credentials of hydropower. Nature 444, 524–525.

Gómez Guzmán, I. D., Pinzón Daza, G., Cárdenas Contreras, M., Serna girardo, J., Rey Martínez, D. I., Arias Duarte, L. P., & Agudelo Padilla, I. N. (2009). *Informe de Gestión.* Bogota: Instituto Geografico Agustin Codazzi.

Google, (2016). Mapa del Valle del Cauca. [image] Available at: http://www.conocecolombia.com/turismo-colombia/valledelcauca/lago-calima/images/mapa_turistico_lago_calima_darien.jpg [Accessed 11 Jun. 2016].

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) 2005. *La captación y el almacenamiento de dióxido de carbono,* Contribución del Grupo de Trabajo III del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático. Metz, B., Davidson, O., Coninck, H., Loos, M., Meyer, L. (eds). Marco de las Naciones Unidas.2 -39.

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) 2007. Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad. América Latina. Contribución del Grupo de Trabajo II del Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático. Parry M.L. Canziani O.F., Palutikof P.J., van der Linden J.P., Hanson C.E. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 1000.

Guerin, F., G. Abril, S. Richard, B. Burban, C. Reynouard, P. Seyler and R. Delmas (2006). "Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers." Geophysical Research Letters 33(21).

Guerin, F., & Abril, G. (2007). Gas transfer velocites of CO2 and CH4 in tropical reservoir and its river downstream. *Journal of Marine System*, 161 -172.

Guerín, F., & Abril, G. (2008). Nitrous oxide emissions from tropical hydroelectric reservoirs. *Geophysical Research Letters*, 2-7.

Guerín, F., Abril, G., de Junet, A., & Bonnet, M. (2008a). Anaerobic decomposition of tropical soils anda plant material:Implication for the CO_2 and CH_4 budget of Petit Saut Reservoir . *Applied Geochemistry* , 2272- 2283.

Houhgton, R.A 1996. Land-use change and terrestrial carbon: the temporal record. En *Forest Ecosystems, Forest Management, and the Global Carbon Cycle.* NATO ASI Series, Serie I: Global Environmental Change, 40. Alemania.

Huttunen JT, Väisänen T, Hellsten S, Heikkinen M, Nykänen H, Jungner H, Niskanen A, Virtanen M, Lindqvist O, Nenonen O, Martikainen P (2002) Fluxes of CH_4, CO_2, and N_2O in hydroelectric reservoirs Lokka and Porttipahta in the Northern Boreal zone in Finland. Global Biogeochem Cycles 16(1):3-1–3-7.

Inter American Development Bank. (2012). *PROYECTO HIDROELÉCTRICO REVENTAZÓN:ESTUDIOS AMBIENTALES ADICIONALES, PARTE I: EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.* Inter American Development Bank.

International Panel on Climate Change's (IPCC) 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry, and Other Land Use.* Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IP Field, C. B. (Ed.). (2012). Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation: special report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press.

Iversen, N., & Abril , G. (2002). Methane dynamics in a shallow no tidal estuary. *Marine Ecology*, 171 - 181.

Joyce, J., & Jewell, P. (2003). Physical Control on Methane Ebullition from Reservoirs and Lakes. *Envoromental and Engineering Geoscience*, 167-178.

Keely, J., & Lehr, J. (2014). In J. Keely, *Alternative Energy and shale Gas Encyclopedia* (pp. 426-436). United State of America: Wiley.

Kelly CA, Rudd JWM, Bodaly RA, Roulet NP, St Louis VL, Heyes A, Moore TR, Schiff S, Aravena R, Scott KJ, Dyck B, Harris R, Warner B, Edwards G., (1997) Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. Environ Sci Technol 31(5):1334–1344.

Kemenes, et al., 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. Geophysical Research Letters 34 (L1), 2809.

Leman, E. & Leman, D. (1981). Nitrous oxide concentrations in fresh waters of the Great Lakes basin. *Limnol. Oceanogr.* 26: 867-879.

Lima, I. B. T. (2005). Biogeochemical distinction of methane releases from two Amazon hydroreservoirs. Chemosphere, 59(11), 1697-1702.

Manriqe España, H. (2010, Julio 23). *Educación ambiental*. Retrieved Abril 10, 2015, from Hidroelectrica e impacto ambiental: http://helgamanesp.blogspot.com.co/2010/07/hidroelectricas-e-impacto-ambiental.html

Marce, R., J. Armengol y J. Dolz, (2009). Els efectes als embassaments i la seva rellevancia en la quantitat i la qualitat de l'aigua per la garantia del recurs. En Ai- gua i Canvi Climatic, Agencia Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya, 221– 238.

Margalef, R., Planas, D., Armengol, J., Vidal, A., Prat, N., Guiset, A., Toja, J., and Estrada, M. (1976). "Limnología de los embalses españoles.," Dirección Gral. ObrasHiráulicas. MOPU., Madrid.

Margalef, R. 1983. Limnología. Ed. Omega S.A., Barcelona, 1010 p.

Margalef, R., (1992). Planeta azul, planeta verde. Biblioteca Scientific American, Barcelona, 265.

Mengis, M., Gachter, R. & Wehrli, B. (1997). Sources and Sinks of nitrous oxide (N_2O) in deep lokes. *Bigeochemistry*, 38: 281- 301.

Mitigation, C. C. (2011). IPCC special report on renewable energy sources and climate change mitigation.

Moreno , P., Castillo , V., Ibarra, M., Contreras, J., Castillo, F., & Ramirez , J. (2014). Community metabolism in a deep (stratified) tropical reservoir during a period of high water level fluctuations. *Springer*, 6505 - 6520.

Mulholland, P., & Elwood , J. (1992). The role of lake and reservoir sediments as sink in the perturbed global carbon cycle: Tellus. 490 - 499.

Municipio de Calima - Darien. (2012). *Plan de desarrollo municipal 2012 -2015.* Cali: Secretaria del consejo municipal.

Nemery, J., Gratiot, N., Doan, P. T. K., Duvert, C., Alvarado-Villanueva, R., & Duwig, C. (2016). Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. *Aquatic Sciences*, *78*(1), 171–189.

Palacio Baena, J., Aguirre Ramirez, N. J., & Ramírez restrepo, J. J. (2007). Características limnológicas del embalse El Peñol - Guatapé, Colombia. *Revista de Ingenierías Universidad de Medellín*, 53 - 66.

Palau, A., & Alonso, M. (2008). *Embalses y cambio climático.* España: Endesa, Dirección de Medio Ambiente y Desarrollo.

Palau, A., & Prieto , C. (2009). Hidroelectricidad, embalses y cambio climático. *Ingeniería del Agua*, 311-314.

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 del Agua,17*, 248 - 253.

Parekh, A., Kenway, P., (2011). Monitoring poverty and social exclusion in wales, York: Joseph Rowntree Foundation.

Pérez-Castillo, A. G., & Rodríguez, A. (2008). Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. Revista de Biología Tropical, 56(4), 1905-1918.

Rocha, J. e. (2010). Indicador integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão de bacia hidrográfica do rio Junquiriçá, BA, Brasil. *Revista Ambiente & agua*, 89 - 101.

Rosa, L.P., Sikar, B.M., Sikar, E.M., & Santos, M.A. (1997). A model for CH_4 and CO_2 emission mean life in reservoir based on data from an Amazonian hydroplan. In: Hydropower plants and greenhouse gas emissions, Rosa, L.P. & Santos, M.A. (eds.). COPPE.

Rosa, L.P., Matvienko, B., Santos, M.A. & Sikar, E. (1999). Relatório Eletrobrás/Fundaçao Coppetec. Inventário das emissoes de gases de effeito estufa derivadas de hidrelétricas. COPPE report to Eletrobras.

Rosa L, Matvienko B, dos Santos M, Sikar E (2002) First Brazilian inventory of anthropoenic greenhouse gas emissions, background reports, carbon dioxide and methane emissions from Brazilian hydroelectric reservoirs. In: M.o.S.a. Technology (ed) Brazilian Governmentment.

Rosa, L. P., M. A. Dos Santos, B. Matvienko, E. Sikar, R. S. M. Lourenco, and C. F. Menezes (2003), Biogenic gas production from major Amazon reservoirs, Brazil, Hydrol. Processes, 17, 1443–1450.

Schellhase H, MacIsaac E, Smith H (1997) Carbon budget estimates for reservoirs on the Columbia River in British Columbia. Environ Professional 19:48–57.

Schimel, D. and 75 others. (1996) “Radiative forcing of climate change” In: Houghton, J. T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg , A., Maskell, K. (eds) Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 65-131.

Sierra Palacios, R. A. (2013, Mayo). *INVENTARIO DOCUMENTADO DE REPRESAS EN COLOMBIA.* Retrieved from INVENTARIO DOCUMENTADO DE REPRESAS EN COLOMBIA: http://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/10654/11360/1/PalaciosSierraRicardoAndres2013.pdf

St Louis, V. R. (2000). Reservoir surface as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *Bioscience*, 766-775.

Sturm, K., Yuan , Z., Gibbes, B., Werner, U., & Grinham, A. (2014). Methane and nitrous oxide and emissions in subtropical freshwater reservoir, South East Queensland Australia. *Biogeosciences*, 5245-5258.

Soumis, N., Duchemin, É., Canuel, R., & Lucotte, M. (2004). Greenhouse gas emissions from reservoirs of the western United States. Global Biogeochemical Cycles, 18(3),1-11.

Tavares de Lima I, Novo E, Ballester M, Ometto J (1998) Methane production, transport and emissions in Amazon hydroelectric plants, 27th Congress. International Association for Applied and Theoretical Limnology, Book of Abstracts, Dublin.

Therrien, J., Tremblay, A., & Jacques, R. B. (2005). CO_2 emissions from semi-arid reservoirs and natural aquatic ecosystems. In Greenhouse Gas Emissions—Fluxes and Processes (pp. 233-250). Springer Berlin Heidelberg.

Tremblay, A., Lambert, M., & Gagnon, L. (2004). Do hydroelectric reservoirs emit greenhouse gases?. Environmental Management, 33(1), S509-S517.

Tremblay, A., Bastien, J., Bonneville, M. C., del Giorgio, P., Demarty, M., Garneau, M., ... & Strachan, I. (2005). Net greenhouse gas emissions at Eastmain 1 Reservoir, Quebec, Canada. In World Energy Congress.

Uhlmann, D., Benndorf, J., & Albert, W. (1972). Prognose des Stoffhaushaltes von Staugewässern mit Hilfe kontinuierlicher oder semikontinuierlicher biologischer Modelle, I: Grundlagen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 56(4), 513-539.

Uhlmann, D., Hupfer, M., & Paul, L. (1995). Longitudinal gradients in the chemical and microbial composition of the bottom sediment in a channel reservoir (Saidenbach R., Saxony). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 80(1), 15-25.

UNESCO/IHA (2008). *GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs.* Prepared by the International Hydropower Association (IHA) in collaboration with the International Programme (IHP) of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs. IHA, London, UK.

Uribe Velásquez, C. A. (2002, Noviembre 19). *Plantas hidroélectricas.* Retrieved from Plantas hidroélectricas: http://fluidos.eia.edu.co/hidraulica/articuloses/interesantes/centrales/index.htm

Verchot, L.V., Davidson, E. A., Cattânio, J. H. Akerman, I. L., Erickson, H. E., Keller, M. (1999). “Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia” Global BioGeochemical Cycles, 13(1), 31-46.

Vidal, A., and Om, J. (1993). The eutrophication process in Sau reservoir (NE Spain): A long term study. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25, 1247-1256.

Von Sperlinga , E., & da Silva Ferreira, A. (2007). Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *ELSIVIER*, 169 - 174.

Wikipedia. (2015, Septiembre 15). Retrieved Noviembre 16, 2015, from Wikipedia: https://es.wikipedia.org/wiki/Embalse_del_Calima

Zapata Arias, H. F. (2016, Junio 19). *Alcaldía de Calima El Darién - Valle del Cauca*. Retrieved from Alcaldía de Calima El Darién - Valle del Cauca: http://www.calimaeldarien-valle.gov.co/informacion_general.shtml