



IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO DE CALIDAD DE AGUA EN EL PROYECTO HIDROELÉCTRICO DE ITUANGO

CONTENIDOS

1 INTRODUCCIÓN

Proporciona una visión general del marco contextual y de los objetivos del estudio

4 RESUMEN EJECUTIVO

- TRANSFORMACIÓN AMBIENTE LÓTICO A LÉNTICO

Principales conclusiones hidrodinámicas, sedimentarias y de calidad del agua del futuro PHI

- AFECCIÓN AGUAS ABAJO

Principales conclusiones hidrodinámicas, sedimentarias y de calidad del río Cauca aguas abajo del sitio de presa

- CIÉNAGAS

Principales conclusiones de las ciénagas localizadas a 125 km del sitio de presa

9 MARCO GENERAL

Presenta el marco general en el que se engloba el proyecto y los resultados obtenidos en las diferentes fases metodológicas llevadas a cabo

- FASE 1

Análisis realizado para la selección del modelo numérico empleado para la modelización del futuro embalse de Ituango

- FASE 2

Generación de bases de datos para llevar a cabo el modelado del río Cauca y del futuro embalse.

- FASE 3

Modelado numérico del estado actual del río Cauca

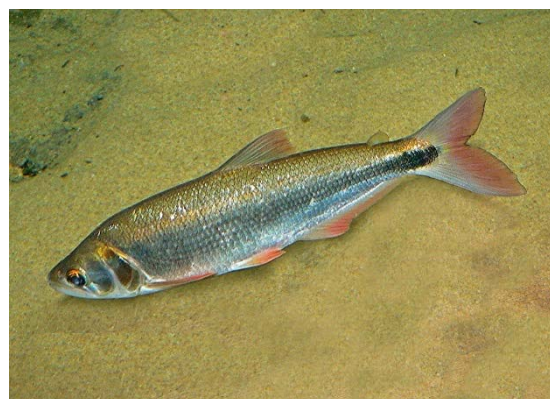
- FASE 4

Modelado numérico del futuro embalse de Ituango

- FASE 5

Microzonación del riesgo por inestabilidad de taludes como consecuencia de la remoción de la vegetación en el vaso del embalse

60 REFERENCIAS



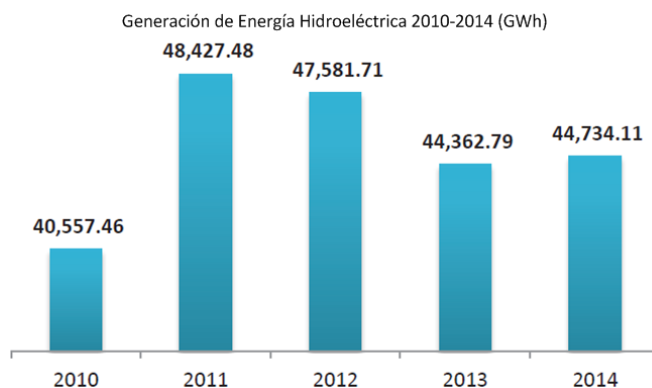
Energía Hidroeléctrica

ENERGÍA HIDROELÉCTRICA.

En 2014, la generación de energía hidroeléctrica representó el **69.5 %** de la producción total en Colombia.

La energía hidroeléctrica es:

- Renovable.
- Energía limpia.
- Producción estable.
- Alto rendimiento energético
- Costes de operación bajos.



Fuente: UPM-SIEL

Desde un punto de vista ambiental, la energía hidroeléctrica es una de las más limpias, aunque esto no quiere decir que sea totalmente inocua. La modificación del ecosistema fluvial como consecuencia de la construcción de presas altera paisajística, ambiental y socialmente las distintas zonas de influencia de los proyectos hidroeléctricos, siendo necesario realizar una evaluación detallada de los posibles impactos.

Con este fin y en el marco del Proyecto Hidroeléctrico de Ituango (PHI) nace el presente trabajo titulado "Implementación de un modelo de calidad de agua en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango"

IDENTIFICACIÓN DE ZONAS DE INFLUENCIA EN EL DESARROLLO DE UN PROYECTO HIDROELÉCTRICO

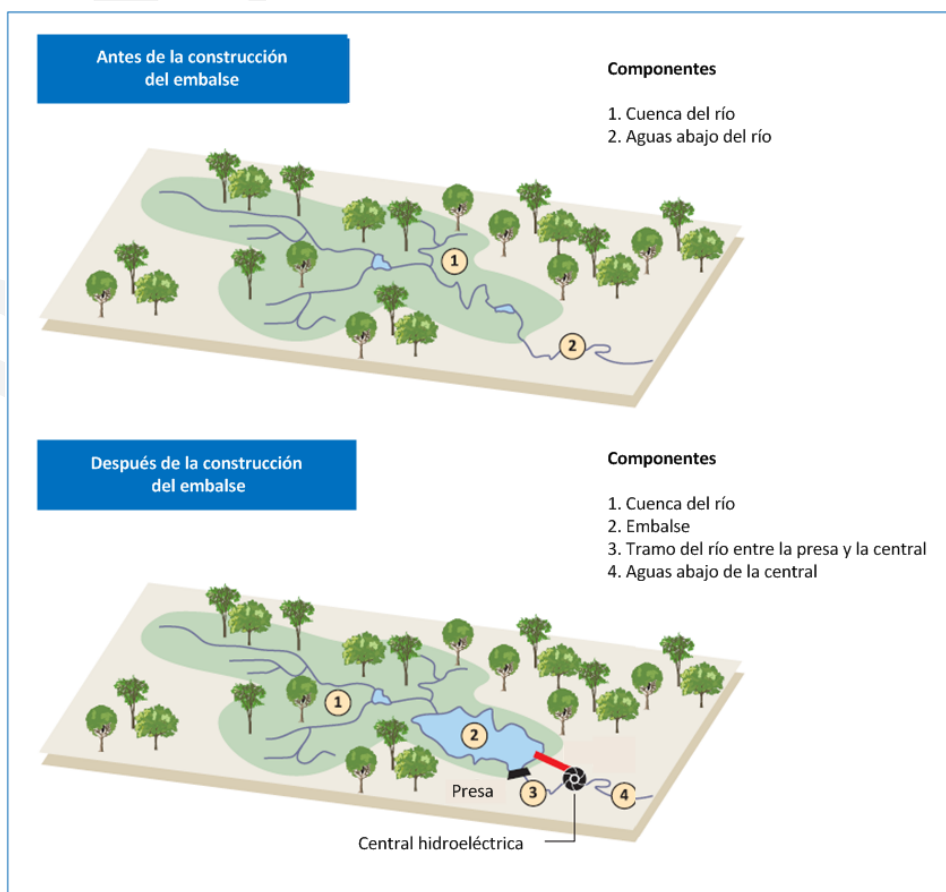
Es importante incorporar al estudio todas las áreas geográficas afectadas por la construcción de la presa con el fin de realizar a posteriori un correcto análisis antes y después de la construcción de la presa:

1. Análisis pre-presa:

- **Río Cauca** desde la ubicación de la futura cola del embalse hasta 125 Km aguas abajo de la futura presa.

2. Análisis post-presa:

- **Embalse** del PHI.
- **Río Cauca** desde la ubicación de la presa hasta 125 Km aguas abajo de la misma.
- **Complejo cenagoso** situado a 125 km de la presa



Fuente: UNESCO/IHA, 2008

ZONAS DE INFLUENCIA



SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

TRANSFORMACIÓN DE UN SISTEMA LÓTICO EN UNO LÉNTICO

- Generación de energía
- Turismo
- Usos recreativos
- Nuevo recurso pesquero a través de acciones de repoblación y acuicultura
- Utilización de la aparición de macrófitas como biofiltros para la purificación del agua. También pueden ser utilizadas como fertilizantes.
- Incremento del recurso pesquero mediante acciones de repoblación y desarrollo de actividades de acuicultura
- Control de erosión y escorrentía
- Secuestro de carbono
- Generación de agua embalsada como recurso para extinción de incendios
- Generación de nuevos hábitats mediante restitución de áreas de bosque seco tropical

AGUAS ABAJO

- Autodepuración del río
- No cambios en el régimen hídrico
- Hábitats
- Regulación
- Nuevo recurso pesquero, mediante el desarrollo de nuevas actuaciones de repoblación, creación de viveros

CIÉNAGAS

- Autodepuración del río
- No cambios en el régimen hídrico
- Hábitats
- Regulación
- Nuevo recurso pesquero, mediante el desarrollo de nuevas actuaciones de repoblación, creación de viveros

RESUMEN EJECUTIVO

El siguiente esquema presenta **algunos de los resultados clave** obtenidos en este trabajo para cada sector. Cabe señalar que algunas de las cifras que se muestran a continuación, a diferencia de las expuestas en la sección *Marco general* de este documento, están expresadas en términos absolutos.

TRANSFORMACIÓN DE AMBIENTE LÓTICO A LÉNTICO

HIDRODINÁMICA



La mayor transformación de un ambiente lótico a uno léntico viene determinado fundamentalmente por el cambio en el comportamiento hidrodinámico. La generación del futuro PHI ocasiona una **reducción de la velocidad media** de un **94.5 %** en las inmediaciones de la cola del embalse y un **99.8 %** en la zona de presa.

El cuerpo de agua embalsada presentará una **estratificación térmica** en las **épocas secas**. El régimen de caudales registrado durante las **épocas húmedas** romperán dicha estratificación, permitiendo la **mezcla** de la columna de agua. Se refleja perfectamente la bimodalidad del clima colombiano.

DINÁMICA SEDIMENTARIA

La reducción en la velocidad del flujo provoca la sedimentación de los sólidos en suspensión que transportaba el río. El futuro presenta una capacidad de **retención del 73 %** de los sedimentos. Las fracciones más gruesas quedan retenidas en la cola del embalse, mientras que solo se permite el paso de las fracciones más finas.



CALIDAD DEL AGUA



En la actualidad el río Cauca presenta concentraciones medias de **oxígeno** disuelto de **6.5 mg/l** registrándose mínimos de 5.32 mg/l. El río presenta concentraciones medias de **DBO₅** que oscilan entre **12.5-26.9 mg/l** y de **coliformes fecales** oscila entre **3·10⁸-9·10⁸ NMP**. Esto pone de manifiesto la **gran carga** de **materia orgánica** que arrastra el río Cauca.

La calidad del futuro embalse de Ituango estará condicionada por la calidad presente en el río Cauca.

Como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica el futuro embalse presenta una gradación espacial en la concentración promediada de **oxígeno** disuelto entre la cola del embalse y el sitio de presa, oscilando entre **5.4 y 1.3 mg/l**, respectivamente, como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica. La concentración de **coliformes fecales disminuye 98 - 99.25 %**.

RESUMEN EJECUTIVO

El siguiente esquema presenta **algunos de los resultados clave** obtenidos en este trabajo para cada sector. Cabe señalar que algunas de las cifras que se muestran a continuación, a diferencia de las expuestas en la sección *Marco general* de este documento, están expresadas en términos absolutos.

TRANSFORMACIÓN DE AMBIENTE LÓTICO A LÉNTICO

REMOCIÓN DE LA VEGETACIÓN EN EL VASO DEL EMBALSE



Analizando la calidad del agua bajo diferentes escenarios de remoción de la vegetación existente en el vaso del embalse, se observa que a mayor vegetación disponible para su descomposición, se reduce la concentración de las variables implicadas en la mineralización de la materia orgánica (p.e oxígeno disuelto) y aumentan variables como el carbono orgánico particulado. Entre el escenario sin remoción y con remoción de la vegetación, se observa una **disminución de la calidad del agua durante un periodo de 6-15 meses** desde el llenado del embalse.



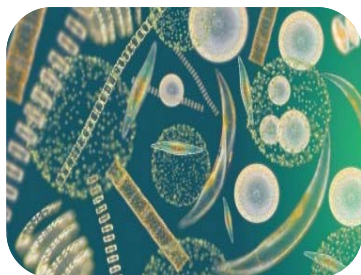
La época climática existente en el momento del llenado del embalse tiene gran relevancia. Si el llenado se produce bajo la influencia del fenómeno de **La Niña**, el sistema **recupera las condiciones de calidad del agua** más rápidamente, aproximadamente **7-9 meses antes** que si el llenado se produjese bajo la influencia del fenómeno de **El Niño**.

EMISIONES GEI

Los embalses son sistemas forzados a descomponer toda la materia orgánica que queda cubierta por el agua tras la puesta en carga. El balance de neto de emisiones de GEI es de un **incremento** de las emisiones medias anuales de **2650 TonC/año**.



ESTADO TRÓFICO



El análisis de diversas variables (fósforo, profundidad del disco de Secchi y concentración de clorofila) permiten evaluar el estado trófico mediante el cálculo del **TSI** (Trophic State Index). Dicho índice muestra que el futuro embalse presentará un **estado eutrófico**.



PRODUCTORES PRIMARIOS. MACRÓFITAS

Las condiciones abióticas (temperatura, nutrientes, velocidad del flujo y pH) existentes en el futuro PHI, son **condiciones óptimas** para el crecimiento del denominado **camalote** (*Hydrilla crassipes*). Las zonas de acumulación se registran en la ribera del espejo del embalse y en la zona entre el cerro de El Remolino y el sitio de presa.



RESUMEN EJECUTIVO

El siguiente esquema presenta **algunos de los resultados clave** obtenidos en este trabajo para cada sector. Cabe señalar que algunas de las cifras que se muestran a continuación, a diferencia de las expuestas en la sección *Marco general* de este documento, están expresadas en términos absolutos.

SECCIÓN AGUAS ABAJO DE LA ZONA DE ESTUDIO

HIDRODINÁMICA



El comportamiento hidrodinámico del río Cauca aguas abajo del sitio de presa está influenciado por las reglas de operación establecidas en el futuro PHI. La **variación de caudal** nunca llega a superar el **12 %** del caudal total, por lo que el conjunto del caudal turbinado y aliviado es muy similar al caudal natural.

DINÁMICA SEDIMENTARIA

El embalse retendrá una carga importante de sedimentos, lo que podría causar un proceso de degradación del lecho aguas abajo de la presa. Aguas abajo del sitio de presa, el trazado del cauce discurre por un cañón estrecho en el que los efectos asociados a la operación del embalse serán mínimos, pues el lecho es predominantemente rocoso. **A partir de 55 km aguas abajo del proyecto, se originarán procesos de erosión significativos** (hasta 1.5m). 



CALIDAD DEL AGUA



La calidad del agua en el río Cauca aguas abajo del Embalse de Ituango va a estar condicionada por la calidad del agua turbinada y aliviada en el sitio de presa y de sus afluentes localizados aguas abajo.

Los nitratos y el amonio **cumplen**  norma de calidad para cualquier uso establecido (recreativo, consumo y preservación flora y fauna).

El porcentaje de **cumplimiento** de la norma de calidad para **preservación de flora y fauna** aumenta por encima del **70 %** en localizaciones situadas a **12 km aguas abajo del sitio de presa.**

ICTIOFAUNA

La enfermedad de las burbujas de  podría aparecer en el tramo fluvial localizado a **97-103 km aguas abajo** del sitio de presa tras un alivio mayor de 1000 m³. ya que el calado registrado en esta zona no es suficiente para que las especies ícticas puedan llevar a cabo un proceso de compensación.



RESUMEN EJECUTIVO

El siguiente esquema presenta **algunos de los resultados clave** obtenidos en este trabajo para cada sector. Cabe señalar que algunas de las cifras que se muestran a continuación, a diferencia de las expuestas en la sección *Marco general* de este documento, están expresadas en términos absolutos.

CIÉNAGAS

HIDRODINÁMICA



El comportamiento hidrodinámico del río Cauca aguas abajo del sitio de presa está influenciado por las reglas de operación establecidas el futuro PHI. La **variación de caudal** nunca llega a superar el **12 %** del caudal total, por lo que el conjunto del caudal turbinado y aliviado es muy similar al caudal natural.

DINÁMICA SEDIMENTARIA

En la zona de las ciénagas (125 km aguas abajo) el efecto de **degradación** en el lecho del río Cauca por afección del futuro PHI será **bajo**, ya que se espera que el río Cauca recupere parte de la carga sedimentaria gracias a sus afluentes (río Nechí y los aportes de la cuenca) y la **disminución de la pendiente del río**.



CALIDAD DEL AGUA



La afección del futuro PHI en la calidad del agua en las inmediaciones de las ciénagas es casi nula como consecuencia de los procesos de reaeración ocurridos en el tramo del río y de mineralización. La calidad del agua vendrá condicionada por las **fuentes puntuales de contaminación** existentes en las **inmediaciones de las ciénagas**.

ICTIOFAUNA

En la actualidad el recurso pesquero en las ciénagas presenta un gran deterioro como consecuencia de tres factores: desecación de criaderos, esfuerzo pesquero y captura de peces por debajo de las tallas (ERA, 2004). **Es por ello de gran importancia detener la desecación de las ciénagas y establecer medidas como las recogidas en el Plan de Manejo Ambiental entre las que se encuentra la optimización y recuperación de zonas de desove y hábitats para el desarrollo de peces.**



INTRODUCCIÓN



En las últimas décadas, entre las modificaciones más significativas que el hombre ha realizado en el ambiente está la construcción de embalses con el fin de satisfacer, principalmente, las necesidades de almacenamiento de agua, generación de energía eléctrica y regulación de los caudales de los ríos. La creación de un embalse implica el cambio brusco de un ecosistema terrestre a uno acuático y al tiempo, el cambio de un ecosistema **lótico** (río) a uno **léntico** con movimientos de agua muy lentos y débiles (Roldán y Ramírez, 2008).

Esta transformación provoca cambios en el **tiempo de residencia** del agua. El aumento en el tiempo de residencia permite que en su interior se desarrollen **procesos internos del ciclo de materia** que varían estacional y anualmente, por lo que las variaciones en el transporte y mezcla son importantes en esas escalas de tiempo.

Además, las variaciones en profundidad son mucho más importantes en un embalse que en un río. En la mayoría de los casos, la luz no penetra hasta el fondo del embalse por lo que **los procesos de intercambio y la productividad se limitan a las capas superiores**. En muchos embalses la mezcla vertical de sus aguas sólo se produce durante algunos periodos del año, por lo que existen grandes gradientes verticales de temperatura y densidad y, por consiguiente, de todos los procesos ecológicos asociados.

MARCO General

Objetivo Principal

El objetivo principal de este trabajo es plantear las bases de un sistema de modelado que evalúe la evolución del embalse del PHI y aguas abajo del mismo, desde un punto de vista hidrodinámico, sedimentario y fundamentalmente de calidad del agua.

Objetivos Secundarios

Para alcanzar este objetivo general se establecen los diferentes objetivos parciales:

1. Análisis de la calidad del agua en el embalse y aguas abajo del mismo. Dicho análisis engloba la evolución de diferentes escenarios de remoción y la repercusión de la existencia de diferentes épocas climáticas desde el llenado del embalse.
2. Análisis de la posible aparición de macrófitas en el espejo de agua y evaluación de las zonas de acumulación del mismo.
3. Análisis del movimiento de la cuña de sedimentos del embalse y erosión aguas abajo.
4. Evaluación del impacto de las ciénagas localizadas aguas abajo del embalse.
5. Evaluación de la sobresaturación de gases y los posibles efectos sobre las especies ícticas aguas abajo del embalse.
6. Microzonación del riesgo por inestabilidad debido al efecto de la deforestación en las porciones de río sujetas a ser inundadas.
7. Análisis de la emisión de gases de efecto invernadero.

MARCO General

Metodología

Para el alcance de los objetivos planteados es necesario el desarrollo de una metodología global, que permita el análisis de cada uno de los ámbitos objeto de estudio. La metodología desarrollada, en el presente estudio, se engloba en 5 grandes fases (véase la figura 1):

- **Fase I:** Selección de la herramienta de modelado.
- **Fase II:** Generación de las series temporales y espaciales de las variables implicadas en la modelización.
- **Fase III:** Estudio hidrodinámico y de calidad del agua de la situación actual del río Cauca.
- **Fase IV:** Estudio hidrodinámico, sedimentario y de calidad del agua del futuro embalse de Ituango y su afección aguas abajo del mismo según las condiciones de operatividad establecidas. Cabe señalar que el estudio de calidad del agua engloba el análisis de la misma bajo diferentes escenarios de remoción en el vaso del embalse. Esta fase se complementa con otros estudios para cumplimentar los objetivos secundarios del proyecto, como son: evaluación de la aparición de macrófitos en el espejo del embalse, la emisión de gases de efecto invernadero y la afección de la sobresaturación de gases en el agua sobre las especies ícticas.
- **Fase V:** Evaluación del riesgo por inestabilidad de taludes como consecuencia de la remoción de la vegetación en el vaso del embalse.

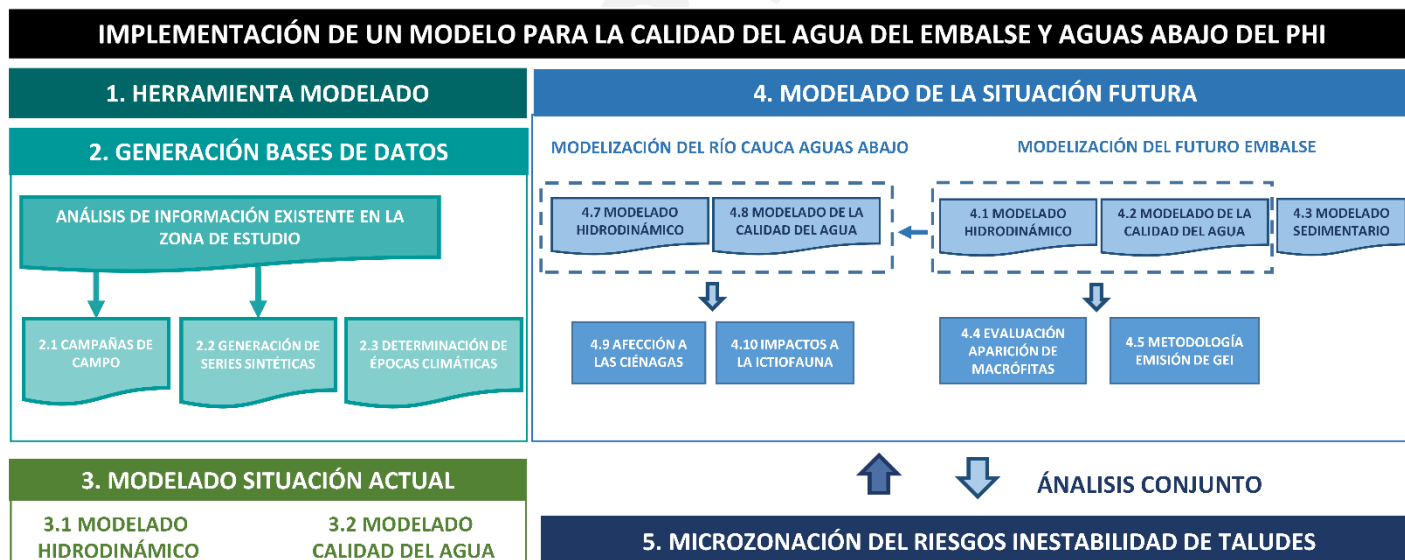
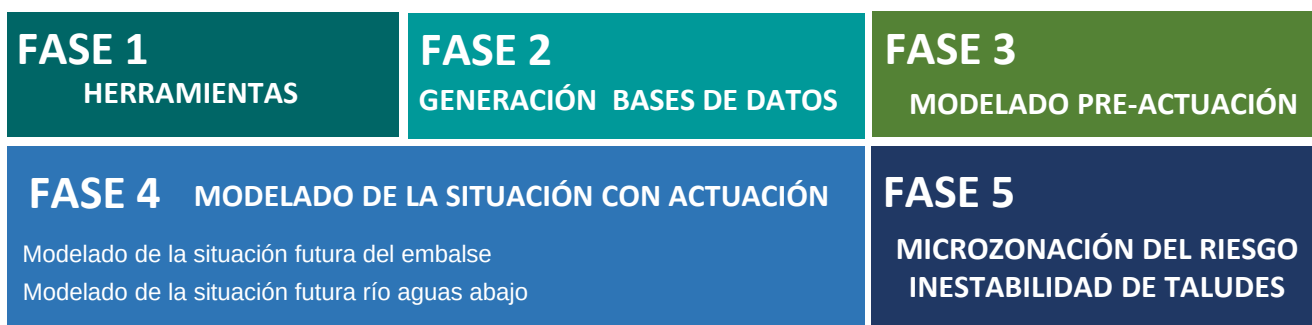


Figura 1. Esquema metodológico propuesto en el marco del proyecto: Implementación de un modelo de calidad de aguas en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango.



MARCO General

1 | Selección Herramienta

El siguiente esquema presenta los criterios contemplados en la toma de decisiones para la selección del modelo numérico (toda la información de dicho proceso se recoge en la Actividad 1: "Implementación de un modelo de calidad de agua en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango").

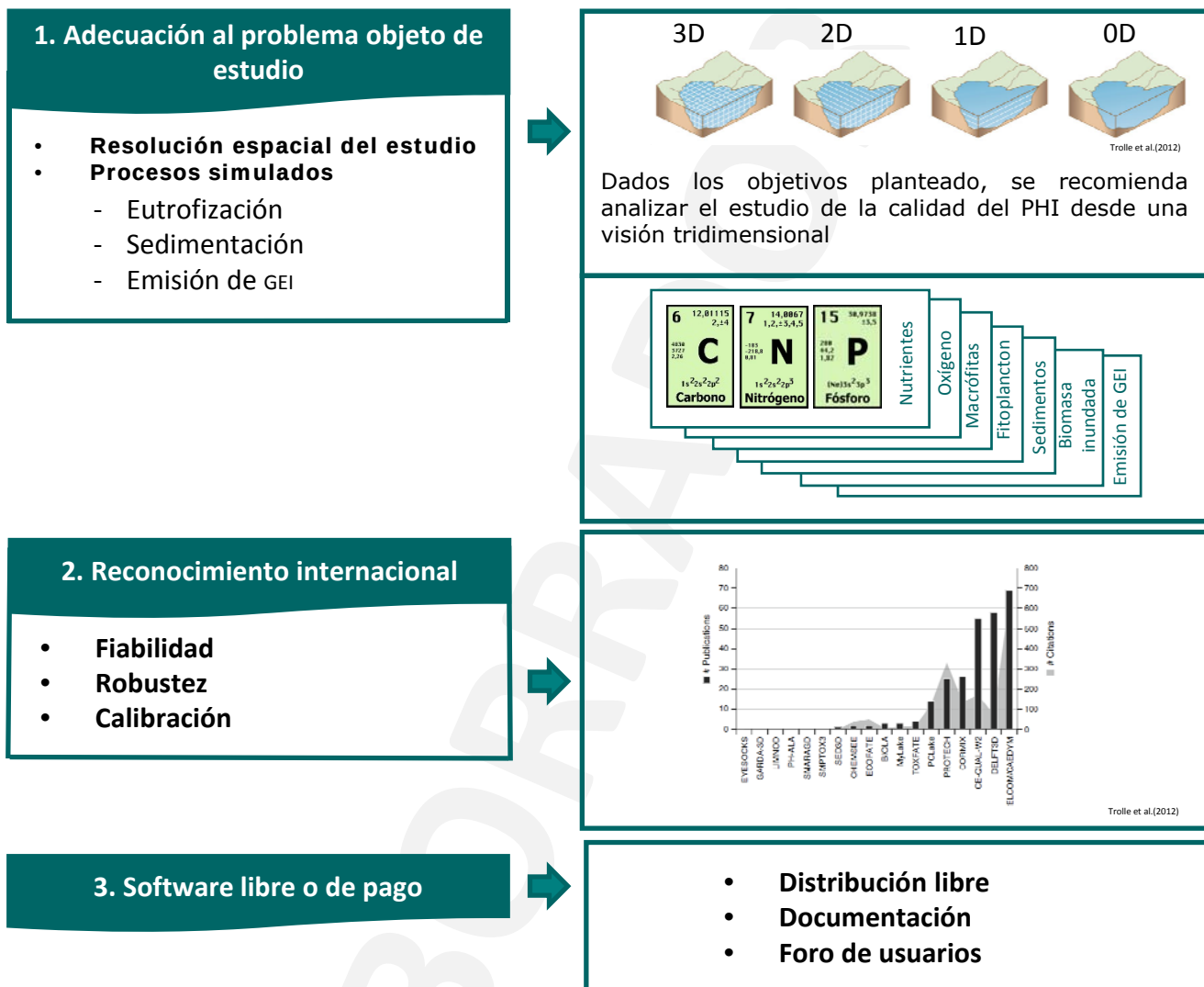


Figura 2. Descripción de la Fase I desarrollada en la metodología propuesta en el marco del proyecto: Implementación de un modelo de calidad de aguas en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango.

El modelo seleccionado es el **modelo Delft3D**, se trata de un modelo **ampliamente empleado** la comunidad científica a la hora de representar diferentes procesos presentes en un cuerpo de agua, tanto desde el punto de vista hidrodinámico, como de la calidad del agua. Entre las opciones que ofrece este modelo, se destaca que:

- Permite una representación **tridimensional** de los procesos **hidrodinámicos** y de **calidad del agua**.
- Permite analizar los **procesos** de **sedimentación** del material sólido en el embalse así como el efecto de la modificación del caudal sólido del río aguas abajo del mismo.
- Incluye un sub-módulo específico de **vegetación** que simula los ciclos de carbono y de los nutrientes asociados a la vegetación terrestre inundada.
- Proporciona los flujos de **gases de efecto invernadero**, considerando tanto los intercambios de dióxido de carbono con la atmósfera, como los procesos de oxidación, ebullición y volatilización de metano.

MARCO General

2 | Bases de datos

El siguiente esquema presenta los criterios contemplados en la toma de decisiones para la selección del modelo numérico (toda la información de dicho proceso se recoge en la Actividad 2, Actividad 3, Actividad 4 y Actividad 8: “Implementación de un modelo de calidad de agua en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango”).

Uno de los principales retos de este proyecto es contar con una base de datos adecuada para poder modelar la calidad del río Cauca y el futuro embalse de Ituango durante un largo período de tiempo. En la información facilitada, se cuenta con **datos instrumentales, tanto procedentes de estaciones de aforo, como de estaciones hidro-meteorológicas**

No obstante, los datos instrumentales presentan ciertos inconvenientes ya que generalmente no presentan registros largos y a menudo presentan huecos, por averías y mantenimiento del instrumental. Ante la necesidad de evaluar la maduración del embalse y las emisiones de GEI se recomienda simular la evolución del embalse durante un periodo de 50 años (UNESCO, 2008). Es por ello que se ha realizado un análisis estadístico basado en la correlación de las diferentes variables, para poder generar series de datos de largo periodo.

En el marco del proyecto se han diseñado diversas **campañas de campo** con el objetivo de completar u obtener información adicional para poder alcanzar los objetivos del mismo.

La **identificación de diferentes épocas climáticas** en el territorio colombiano es clave debido de la influencia de los procesos del Pacífico como **El Niño-La Niña**. Esta variabilidad interanual tendrá consecuencias en la futura calidad del embalse, ya que los regímenes de variables climáticas (temperatura, radiación, humedad del aire...) y el régimen de caudales condicionan la calidad del embalse.

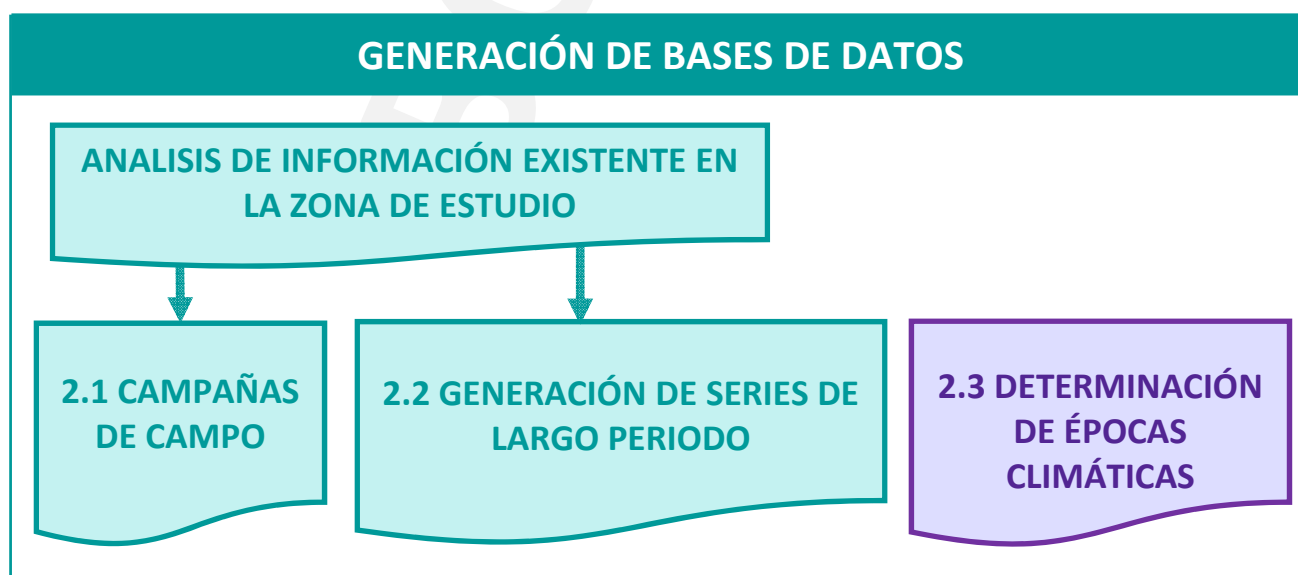
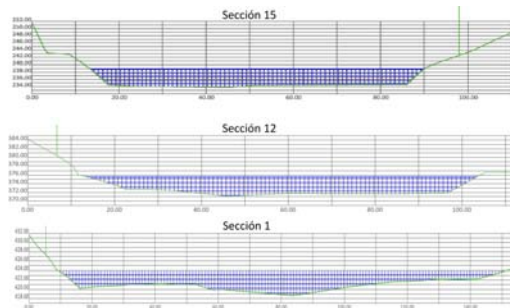


Figura 3. Descripción de la Fase II desarrollada en la metodología propuesta en el marco del proyecto: Implementación de un modelo de calidad de aguas en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango.

2.1 | Campañas de campo

Con el objetivo de complementar la información existente de la zona de estudio se han llevado a cabo **4 campañas de campo en la zona de estudio**:

1. Campaña de campo para la obtención de **secciones batimétricas** del río Cauca. Con el objetivo de obtener una actualización de la características batimétricas del río en la actualidad. En esta campaña de campo se realizó el levantamiento de un total de 30 secciones.



2. Campañas de campo de calidad de agua. A pesar de contar con el monitoreo realizado por EPM durante los años 2012, 2013, 2014 y comienzos del 2015. Se propone la recogida de muestras en **5 nuevos puntos de muestreo y el análisis de 24 variables**. El proceso de toma de muestras de agua superficial se llevó a cabo siguiendo el protocolo interno E-TM-10 "Protocolo para la determinación de la calidad del agua residual y superficial", el cual está basado en los lineamientos consignados en la Guía para el monitoreo del IDEAM.



3. Campaña de campo para estimar el **metabolismo fluvial**. Esta campaña de campo es clave para saber cómo el río Cauca está actualmente procesando la materia orgánica y sus balances de carbono. Dicha campaña consistió en la medida en continuo con una sonda (durante 72 horas) de la concentración de oxígeno disuelto, la saturación de oxígeno y la temperatura del agua.



4. Campañas de campo para la determinación de **materia orgánica** lábil, refractaria y nutrientes en diferentes coberturas vegetales en el vaso del futuro embalse. Dentro de dichas campañas de campo se realizó la prueba de biodegradabilidad, realizada para 9 muestras de agua durante una incubación de 672 horas, para poder obtener las tasas de descomposición de dicha materia orgánicas.



2.2 | Generación de bases sintéticas de largo periodo

Son muchas las dinámicas físico-ambientales que van a interactuar a la hora de evaluar la calidad del agua y la emisión de GEI del embalse. Es por ello que cobra gran relevancia llevar a cabo una buena caracterización de las mismas para proceder a una correcta modelización.

Esta caracterización debe permitir una adecuada resolución temporal y espacial, por lo que se hace fundamental obtener series de largo periodo a partir de:

- **Bases de datos de largo periodo de distintas variables climáticas.**
- **Bases de datos de largo periodo de la calidad del agua.**
- **Bases de datos de largo periodo de los caudales líquidos y sólidos.**



Toma de muestras de sedimento



Montaje de miras. Fuente: IDEAM (2007)



Toma de muestras de la necromasa en el vaso del embalse

2.2 GENERACIÓN DE BASES SINTÉTICAS DE LARGO PERIODO

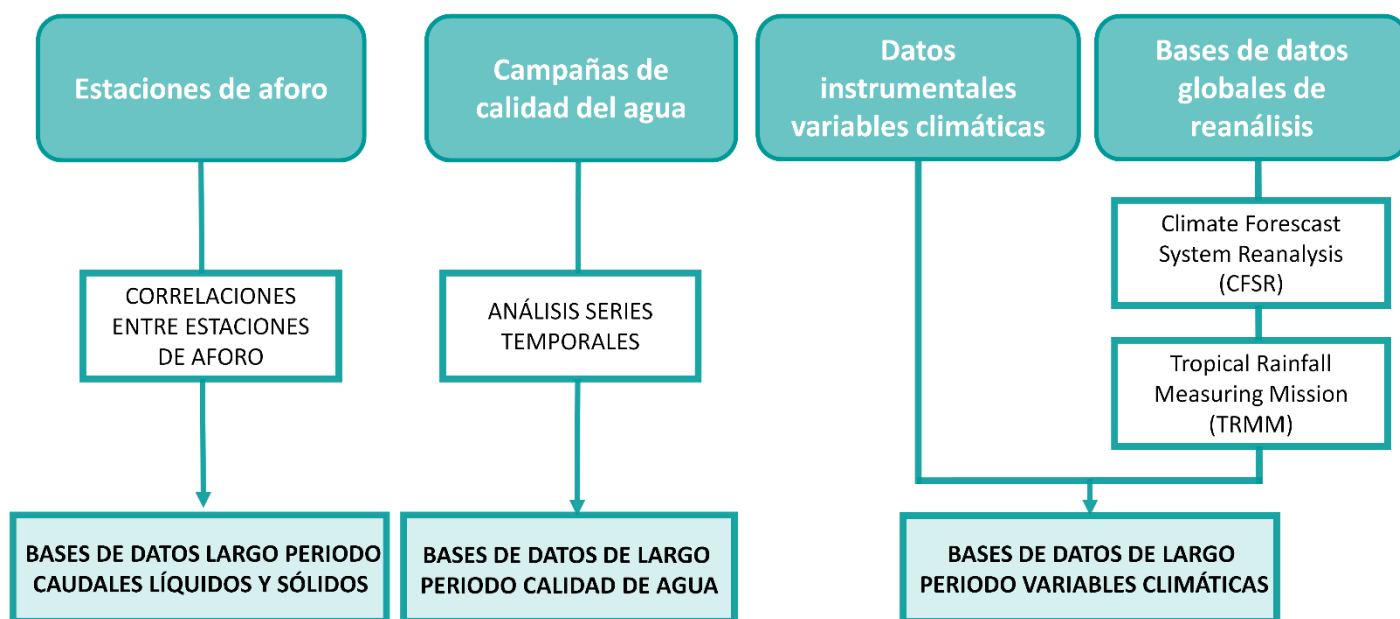


Figura 4. Descripción de los diferentes pasos para el desarrollo de bases de largo periodo en el marco del proyecto: Implementación de un modelo de calidad de aguas en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango.

2.2 | Generación de bases sintéticas de largo periodo

Datos instrumentales de la zona de estudio



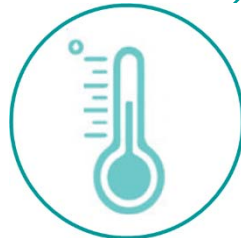
Calidad del agua del río Cauca

- La concentración media de **oxígeno disuelto** en el río Cauca oscila entre **6.0 y 7.0 mg/l** (relativamente bajos, pero propios de aguas turbias y ecosistemas tropicales como éste), con mínimos próximos a 5.0 mg/l.
- La concentración media de **nitratos** en el río Cauca oscila entre **0.85-0.96 mg/L**, con máximos próximos a 1.8 mg/l.
- La concentración media de **coliformes fecales** en el río Cauca oscila entre **2980-6530 (UFC/100ml)**, con máximos próximos a 68000 (UFC/100ml).
- La concentración media de **DBO₅** en el río Cauca oscila entre **26.9 y 12.5 mg/L**,



Caudal del río Cauca

- Los registros de los caudales del río Cauca presentan un comportamiento bimodal dominado por el clima tropical de la región. El **caudal medio** del río Cauca es de **980 m³/s**. El percentil del 95% tiene un valor asociado a un caudal de 1914 m³/s, lo que quiere decir que dicho caudal solo es superado el 5% del tiempo, El percentil del 5% presenta un valor de 465 m³/s, es decir, ese caudal se supera el 95% del tiempo.



Temperatura del agua

- La **temperatura** media del agua del río Cauca en la **inmediaciones de la cola** del embalse es de **26.21°C**. Durante la estación seca, el agua presenta una temperatura media de 27.50°C y de 25.28°C en la estación húmeda.
- En las inmediaciones de **sitio de presa** la temperatura media es de **26.48°C**. Durante la estación seca el agua presenta una media de 26.57°C y de 26.03°C en la estación húmeda.



Precipitación

- Existe un incremento en la magnitud de las precipitaciones a medida que nos desplazamos aguas abajo del río Cauca. La **precipitación media anual** en la **cola del embalse** es de **113 mm** y de **178 mm** en las inmediaciones del **sitio de presa**.
- La precipitación media durante la estación húmeda es de 157 mm y durante la estación seca de 38 mm en las **inmediaciones de la cola del embalse**. En las inmediaciones de zona de presa, se registran de media 278 mm durante la estación húmeda y 41 mm durante la estación seca.



Viento

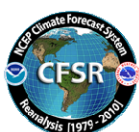
- Los vientos que presentan una mayor probabilidad de ocurrencia son aquellos que poseen una **componente S**, mientras que los vientos con menor probabilidad de ocurrencia (<5%) son los vientos de componente NE.
- Los vientos comprendidos entre las dirección de 175°-255° son los menos intensos con una **velocidades medias de 1 y 2 m/s** mientras que los vientos comprendidos entre las direcciones de 22.5° y 67.5° adquieren velocidades de mayor magnitud (entre 3 y 4 m/s).

2.2 | Generación de bases sintéticas de largo periodo

En este estudio se plantea la necesidad de generar **bases de datos homogéneas** (en el **espacio** y en el **tiempo**). Las series de datos instrumentales disponibles no son continuas debido a diferentes problemas técnicos que pueden sufrir los sensores o el instrumental. Es por ello que resulta necesario a reconstruir los huecos existentes en estas series.

Bases de datos de largo periodo de distintas variables climáticas

Por lo tanto, para la reconstrucción de variables climáticas se emplearán datos procedentes de **reanálisis** globales como son:



Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) donde se recogen variables climáticas como radiación solar, evaporación, humedad relativa, temperatura.. La resolución temporal es horaria y seis horaria y la resolución espacial varía entre 0.5° y 0.3125° .



Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) donde se recoge la variable precipitación con una resolución temporal tres horaria y una resolución espacial de 0.25° .

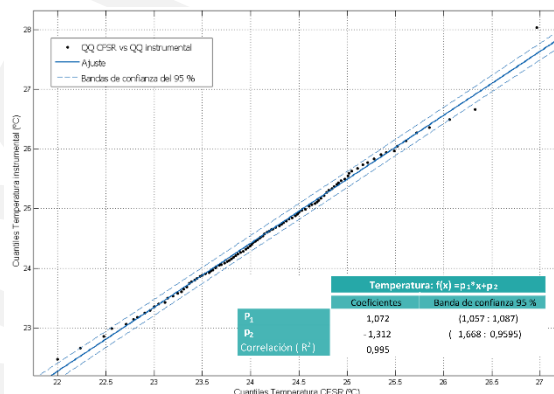


Figura 5. Ajuste por cuantiles de la temperatura (°C) entre los observado y el CFSR.

La reconstrucción se lleva a cabo mediante la **correlación por cuantiles**. Los coeficientes de correlación presentan un $r^2 > 0.87$ para las variables de **temperatura, radiación solar, humedad relativa y precipitación**.

Bases de datos de largo periodo de caudales líquidos y sólidos

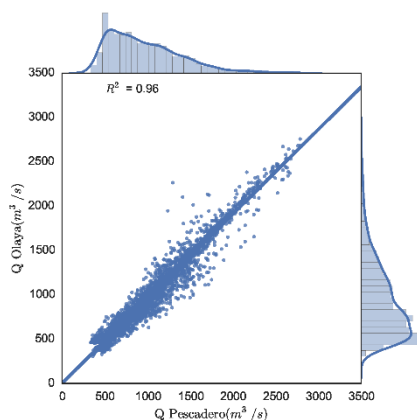


Figura 6. Correlación entre los caudales medios diarios entre Olaya y Puente Pescadero

Para la obtención de series continuas en el tiempo de caudales líquidos, se realizó la correlación entre distintas **estaciones de aforo** localizadas a lo largo del río. En la figura 6 se muestra la **correlación** entre la estación de aforo Puente pescadero (inmediaciones sitio de presa) y la estación de aforo del Olaya (localizada en las inmediaciones de la cola del embalse) siendo de $r^2 = 0.96$.

Para la obtención de series de **caudales sólidos**, se procedió a ajustar **regresiones potenciales** entre el caudal líquido y los tipos de transporte de sedimento: $Q_s = a \cdot Q_l^b$, donde Q_s es el caudal sólido y Q_l el caudal líquido. Las **información sedimentaria** se recoge en la *Memoria del estudio de sedimentos* que se encuentra en el *Estudio de Impacto Ambiental –EIA–: Complementación de la Factibilidad Técnica y Económica*.

Bases de datos de largo periodo de la calidad del agua

Para obtener series de largo periodo se puede realizar o bien una **correlación** entre las condiciones hidráulicas y las medidas de calidad del agua ó se realiza un análisis de **medias mensuales**. Estas series de medias mensuales se concatenan durante 10 años para obtener una serie temporal de mayor duración con los datos de las campañas de campo mensuales realizadas por EPM y las campañas de campo en la zona de estudio durante los años 2012, 2013, 2014 y 2015.

2.3 | Determinación de épocas climáticas

El Fenómeno “**El Niño / Oscilación Sur**” (**ENSO**) es el principal modulador de la variabilidad climática interanual sobre el territorio colombiano (CAF, 2000). Por ello es fundamental realizar una clasificación de las **épocas climáticas** existente en la zona de estudio, para poder identificar posteriormente cual será el comportamiento de la calidad del agua mediante diferentes **condiciones atmosféricas e hidrológicas**. Esta clasificación se realizará mediante el análisis de la variabilidad temporal existente en la distribución de la temperatura superficial del mar (SST).

METODOLOGÍA PARA LA OBTENCIÓN DE ÉPOCAS CLIMÁTICAS

1. Análisis de la temperatura superficial del mar (SST)

Análisis de la serie histórica de SST y eliminación de posibles tendencias de cambio de la media de dicha variable. Obteniendo una serie de anomalía de la SST (**SSTA**).

2. Análisis de componentes principales (PCA)

Posteriormente se utiliza un método de **reducción** de la **dimensionalidad**. Es decir, este paso nos permitirá eliminar toda aquella información que es redundante en el análisis.

3. Técnicas de clusterización (k-means)

Finalmente se agrupa situaciones sinópticas similares en grupos homogéneos, empleando un algoritmo de “**clusterización**” denominado (k-means).

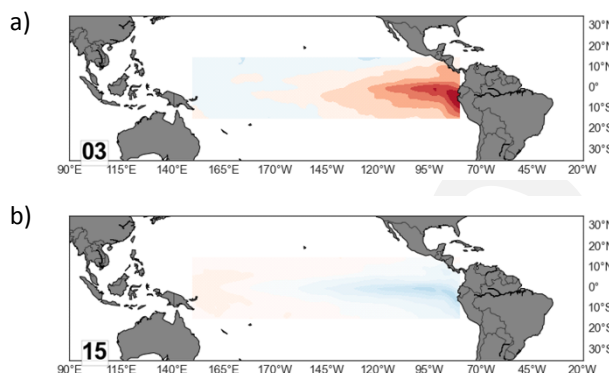


Figura 7. a) Patrón de SSTA asociada al fenómeno del El Niño (rojo, anomalía positiva), b) Patrón de SSTA asociada al fenómeno de la Niña (azul, anomalía negativa).

El desarrollo de esta metodología permite realizar una clasificación de los diferentes patrones de la SSTA y relacionarlos con cualquier variable hidráulica o climática. En la figura 8 se muestra la relación entre el comportamiento hidráulico y los diferentes patrones sinópticos. El registro de caudales elevados están asociados a eventos de La Niña, mientras que los caudales más bajos se corresponden con eventos de El Niño.

Se estableció como año representativo del fenómeno de **El Niño** el **año 1992**, para el fenómeno de **La Niña** el **año 1988** y un año medio como el año 1993.

El resultado de esta metodología proporcionó un total de 15 patrones sinópticos que representan épocas climáticas distintas.

En la figura 7a se muestra uno de los grupos que presenta una anomalía positiva intensa en el Pacífico Tropical oriental. Estos grupos serán eventos asociados al fenómeno de El Niño. En la figura 7b se muestra uno de los grupos con anomalía negativa, asociada al fenómeno de La Niña.

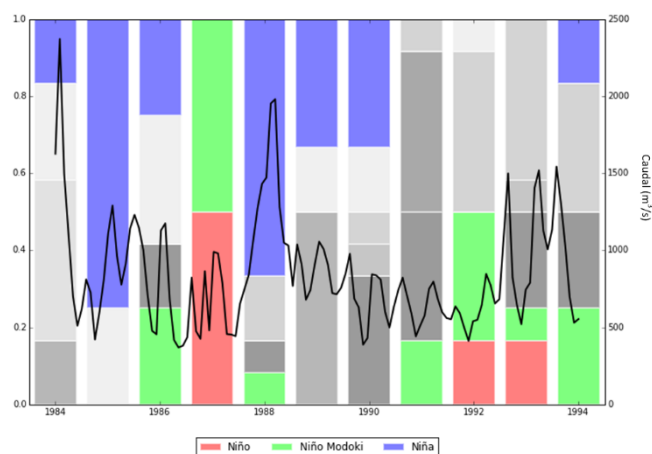


Figura 8. Probabilidad de ocurrencia de la agregación de los grupos asociados a los fenómenos de El Niño (rojo), la Niña (azul) y Niño Modoki (verde), los grupos en transición se muestran en escala de grises.

MARCO General

3 | Modelado de la Situación actual

El siguiente esquema presenta los criterios contemplados en la toma de decisiones para la selección del modelo numérico (toda la información de dicho proceso se recoge en la Actividad 6. Actividad 7. Actividad 9 y Actividad 10: "Implementación de un modelo de calidad de agua en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango").

El correcto análisis del comportamiento del futuro PHI está condicionado por una adecuada caracterización de la situación actual del río Cauca. Para ello es fundamental conocer el comportamiento **hidrodinámico** y la **calidad del agua** del tramo fluvial susceptible de ser afectado por la construcción de dicho embalse. Por lo tanto, en el marco de este trabajo se analizará el estado que presenta en la actualidad el **río Cauca**

- Desde un punto de vista hidrodinámico, se evaluará la evolución temporal del régimen de **caudales, niveles, velocidad del flujo y temperatura del agua**.
- Desde un punto de vista de calidad del agua, se analizará la evolución temporal de los procesos fisicoquímicos y biológicos que condicionen dicha calidad: **ciclos de los nutrientes, descomposición de la materia orgánica, producción primaria** (fitoplancton) y **metanogénesis**.

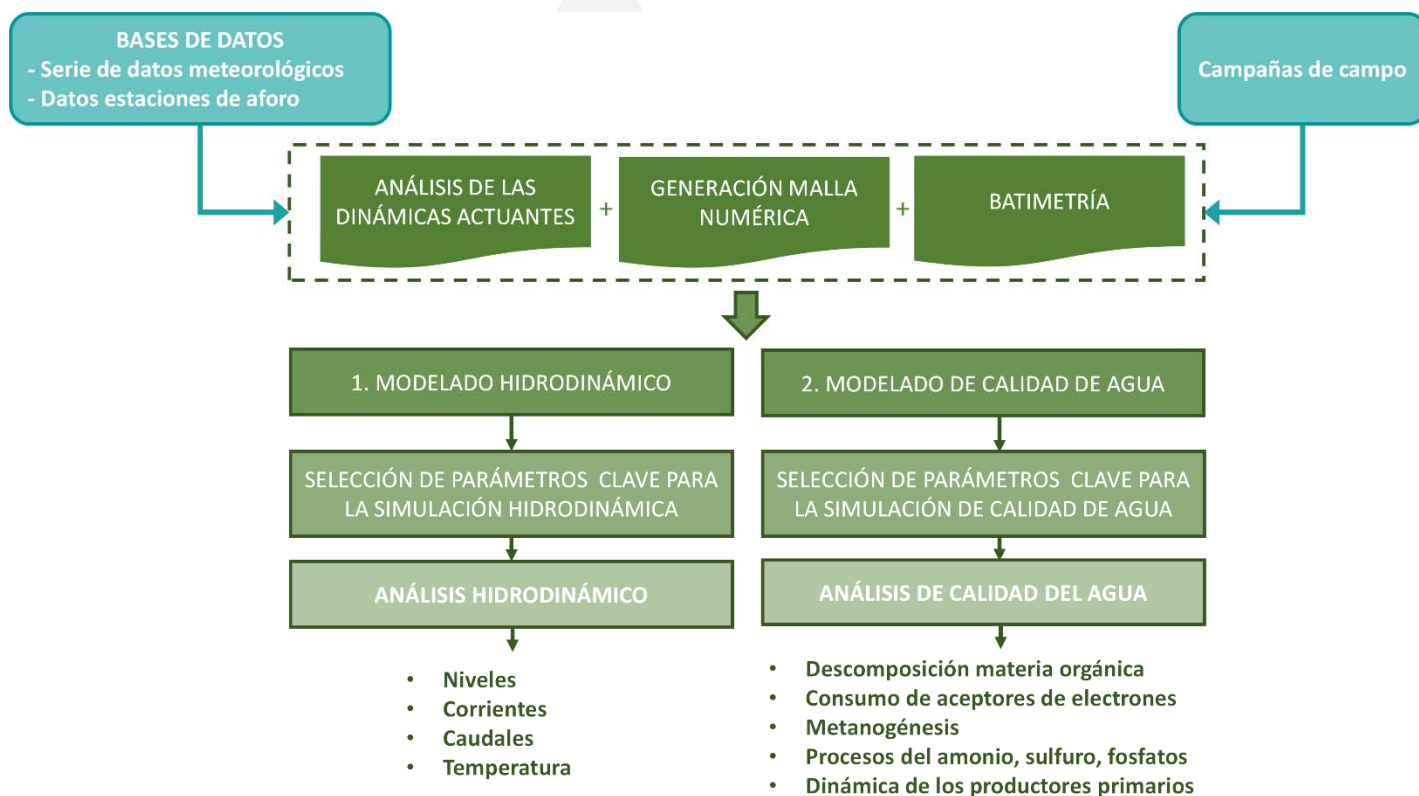


Figura 9. Descripción de los diferentes pasos para el análisis de la situación actual del río Cauca en el marco del proyecto: Implementación de un modelo de calidad de aguas en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango.

3.1 | Modelado hidrodinámico del río Cauca

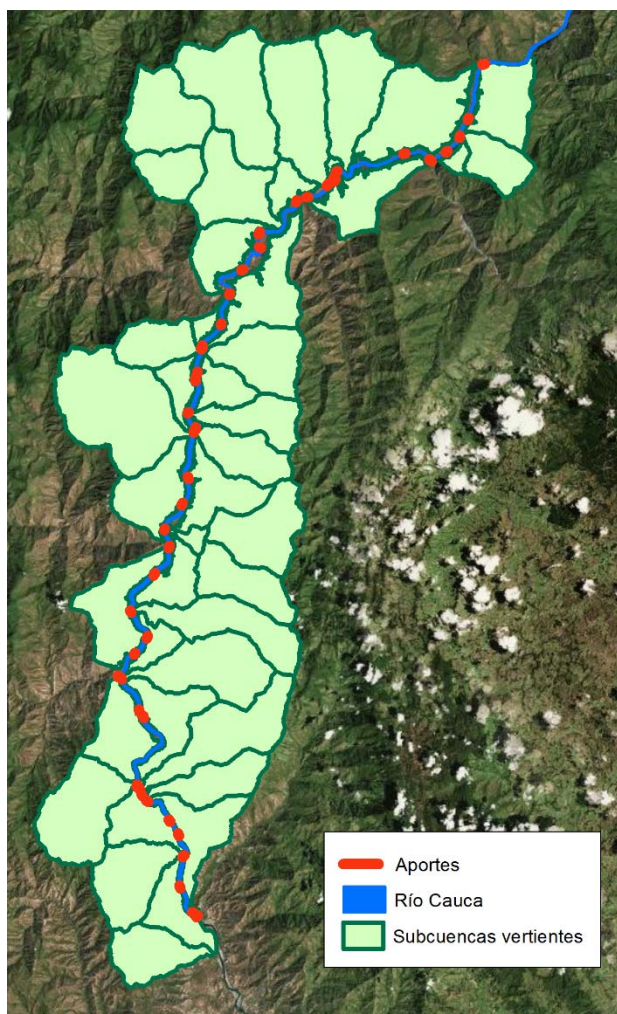


Figura 10. Representación del tramo de río Cauca donde se realizará el PHI. En color azul se representa el tramo central del río, en color rojo se representa la localización de todas las entradas de caudal consideradas para la modelización, en color marrón se representan las subcuencas vertientes en la zona del futuro PHI.

Además de los **caudales** del río Cauca y sus **afluentes**, en el modelo se incorpora la **escorrentía** asociada a la propia cuenca. Para ello se ha empleado un modelo de **balance hidrometeorológico**, el programa **VISUAL-BALAN v2.0** (Grisani, 2008. Espinha Marques et al., 2011).

Este código resuelve diariamente el balance de agua en el suelo edáfico, la zona saturada o el acuífero, utilizando como entrada la información meteorológica.

La malla de cálculo empleada para la modelización del río Cauca, es una malla unidimensional curvilínea con un total de 1206 celdas, extendiéndose desde la cola del futuro embalse hasta las inmediaciones de la estación de Margento.

Para poder simular hidrodinámicamente el comportamiento del río Cauca se han establecido dos tipos de condiciones de contorno:

- **Caudales de entrada:** Donde se incorporan el caudal del río Cauca y sus afluentes principales, entre los que se encuentran el río San Andrés y el Peque, también se definen los aportes propios de la cuenca.
- **Niveles de salida aguas abajo:** establecido de acuerdo con la relación Q-H en las inmediaciones de la estación de Margento.

Con el fin de validar el modelo y la parametrización seleccionada, se compararon los resultados obtenidos al simular la situación actual del río con los datos de las estaciones de aforo existentes en la zona de estudio.

En la figura 11 se muestra la comparación entre las variables modeladas y las medidas *in situ*. Los puntos corresponden a las variables medidas y la línea azul a lo modelado con **hDELFT3D**. Los resultados ponen de manifiesto el buen ajuste estadístico alcanzado por el modelo a la hora de representar las variables de nivel, caudal y temperatura del agua. En el caso de la velocidad de la corriente se reproduce la tendencia observada, aunque obteniendo valores ligeramente inferiores a los proporcionados por la serie medida *in situ*, condicionado en parte por la discretización unidimensional del dominio.

Se puede concluir que **el modelo reproduce de manera satisfactoria** las condiciones hidrodinámicas del río Cauca en el tramo de estudio, obteniendo un valor en el índice de **skill** (entre lo observado y lo medido) de **0.87**.

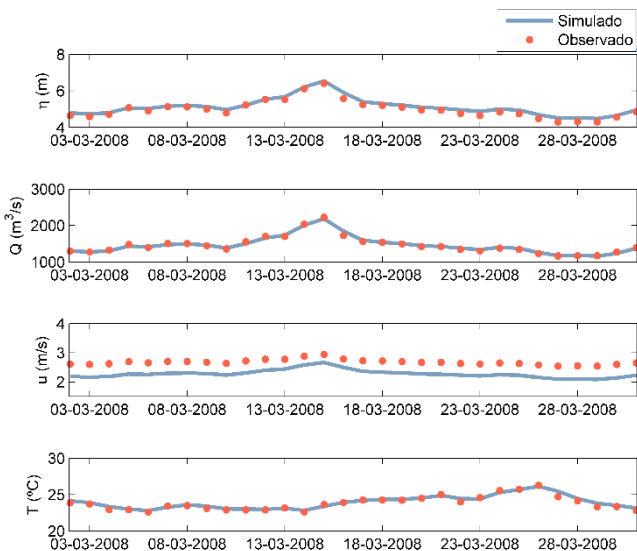


Figura 11. Validación de las variables de nivel, caudal, velocidad de la corriente y temperatura, en un punto en las inmediaciones del emplazamiento de la futura presa del PHI.

3.1 | Modelado hidrodinámico del río Cauca

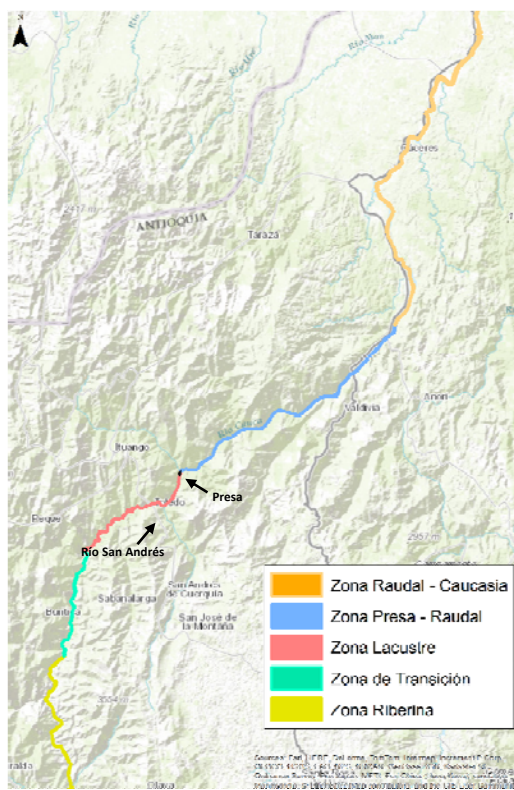


Figura 12. Serie de caudales del río Cauca en el año 1990.

Para la caracterización del río Cauca se ha llevado a cabo una zonificación de 5 zonas para poder analizar la variabilidad espacial que presenta. En la figura 14 se muestra la evolución temporal de la velocidad promedio en diferentes zonas del río. Como puede observarse, la variación temporal de la velocidad del flujo está ligada a los caudales existentes en la cuenca. En la zona riberina y de transición, la velocidad media es de 1.8 m/s. En la zona entre la localización de la futura presa del PHI y Raudal, se registran las mayores velocidades (velocidad media = 2.2 m/s). En el tramo final del río se produce una disminución de la velocidad media (1.1 m/s).

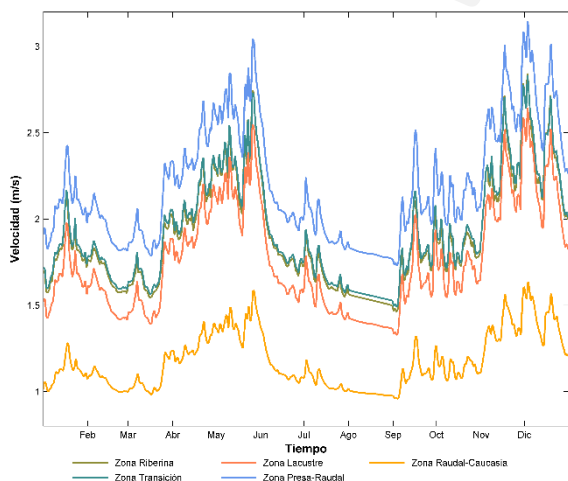


Figura 14. Variabilidad temporal de la velocidad media en las diferentes zonas del río Cauca

La modelización de la hidrodinámica del río Cauca se realiza sobre una malla curvilínea unidimensional de 1206 celdas.

Evaluando los caudales propios de la cuenca se observa la bimodalidad existente en el clima colombiano, representado por dos **épocas secas: Diciembre-Enero y Julio-Agosto**, y dos **épocas lluviosas: Abril-Mayo y Octubre-Noviembre**. Tal como se observa en la figura 13, donde se representa los caudales propios de un año medio en el río Cauca.

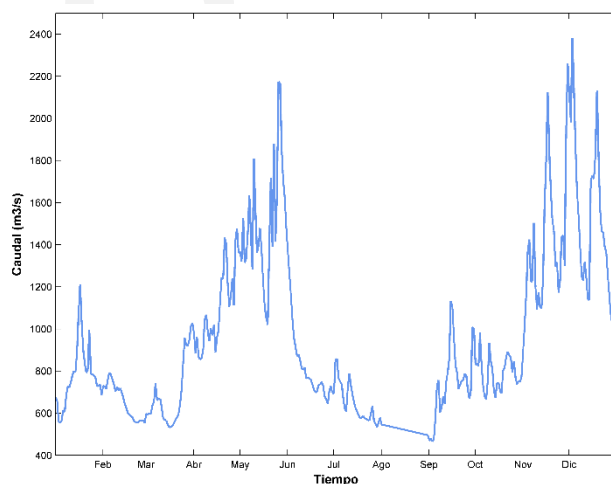


Figura 13. Serie de caudales del río Cauca durante un año medio.

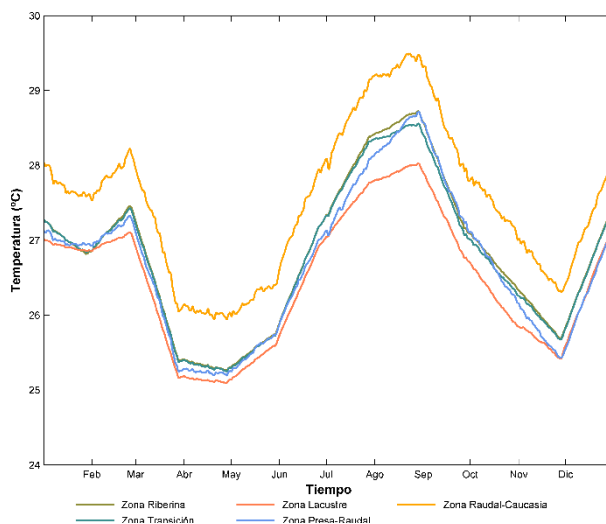


Figura 15. Variabilidad temporal de la temperatura en las diferentes zonas del río Cauca

La magnitud de la temperatura del agua del río Cauca está modulada por las estaciones anuales (seca-húmeda). La temperatura media del agua oscila entre 26-4 y 26.8 °C. Espacialmente la temperatura se mantiene aproximadamente constante hasta llegar a la confluencia con el río San Andrés donde se registra un descenso de la temperatura que fluye. Las mayores temperaturas se registran en la parte baja del río Cauca (menor altitud). En esta zona se produce un incremento del 4% en la temperatura media del agua.

3.2 | Modelado de calidad del río Cauca

La calidad del agua del río está determinada por la capacidad que tiene el sistema para mantener los diferentes usos y procesos que soporta la cuenca.

Para una correcta modelización de la calidad del agua que presentará el futuro PHI, es indispensable la caracterización de la calidad que presenta el río Cauca en la actualidad. Para dicha caracterización se cuenta con las campañas de campo llevadas a cabo por EPM en los años: 2012, 2013, 2014 y principios del 2015.



- Para poder predecir el comportamiento del sistema es necesario poder modelar los diferentes procesos existentes y las interacciones entre diferentes sustancias físico-químicas y biológicas.
- Es fundamental la creación de un marco conceptual, donde se identifiquen los procesos clave que determinarán el comportamiento del sistema en términos de calidad del agua.

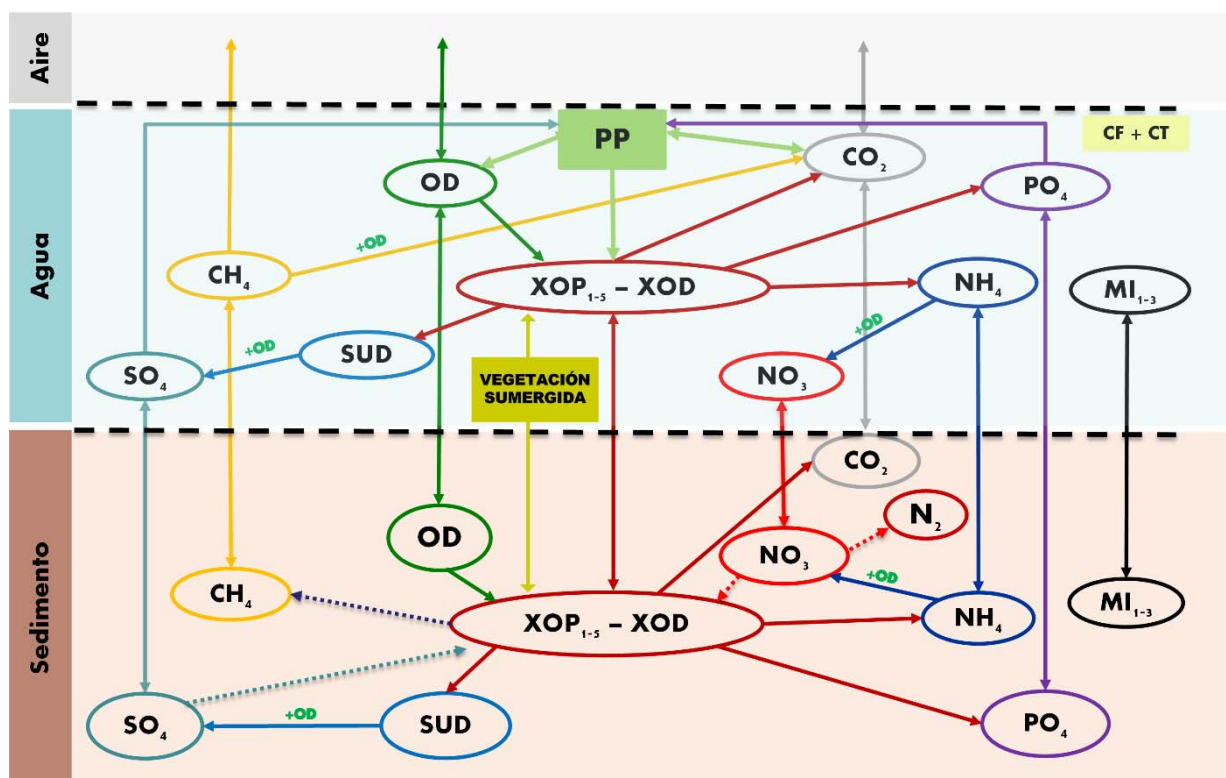


Para alcanzar los requerimientos exigidos en este estudio se recogen los siguientes procesos clave en el modelo conceptual :

- **Producción primaria del fitoplancton.**
- **Producción y consumo de oxígeno disuelto.**
- **Ciclos de los nutrientes (N, P y S).**
- **Ciclo de la materia orgánica (incluida la descomposición de la vegetación inundada durante el llenado del embalse).**
- **Producción y conversión de CO₂ y CH₄.**
- **Interacción de la materia inorgánica particulada con luz.**
- **Transporte y mortalidad de coliformes fecales y totales.**

3.2 | Modelado de calidad

En el siguiente modelo conceptual se muestran las interacciones entre las variables implicadas en la calidad del agua.



- Como elemento central se encuentra la **materia orgánica particulada y disuelta (XOP + XOD)** procedente tanto de los seres vivos existentes en el sistema (principalmente, **fitoplancton (PP)** y **vegetación sumergida**), como de las entradas por la cola del embalse, afluentes y escorrentía. Según su composición, dicha materia orgánica se subdivide en **carbono orgánico** ($X = C$), **nitrógeno orgánico** ($X = N$), **fósforo orgánico** ($X = P$) y **azufre orgánico** ($X = S$). La fracción particulada se subdivide en 5 tipos en función de su velocidad de descomposición: rápida, media, lenta, refractaria y muy lenta.
- Todas ellas van a ser objeto del proceso de **mineralización**, consumiendo O_2 (aceptor de electrones) y produciendo CO_2 y nutrientes (N, P, Si, S). En ausencia de O_2 (anoxia), lo cual tiende a ocurrir en el sedimento o en las inmediaciones del mismo, los aceptores de electrones pasan a ser el NO_3 o SO_4 (en ese orden, según disponibilidad), liberándose también CH_4 .
- Además de los procesos de mineralización (descomposición) de la materia orgánica, se contemplan también los **procesos de sedimentación y resuspensión** de las distintas variables, así como los **intercambios con la atmósfera** (reaireación del O_2 y el CO_2 y volatilización/ebullición del CH_4) claves en el balance de GEI; la oxidación del CH_4 ; la nitrificación del NH_4 ; la desnitrificación del NO_3 (en anoxia) y la oxidación del SUD.
- La **materia inorgánica particulada (MI)** sólo se tiene en cuenta en los cálculos de extinción de la luz en la columna de agua.
- Por último, con el fin de evaluar si se cumple con los criterios de calidad del agua para los posibles futuros usos del embalse recogidos en el Decreto 1594 de 1984, también se tiene en cuenta el módulo de **coliformes fecales y totales (CF + CT)**. Éste, sin embargo, no interacciona con el resto de procesos.

3.2 | Modelado calidad del agua del río Cauca

Oxígeno disuelto

El oxígeno es una de las variables más relevantes que deben de ser medidos en el agua. Ya que es fundamental para la preservación de la flora y fauna y está involucrado en numerosos procesos físico-químicos, que determinaran la calidad de la masa de agua.

Las **concentraciones medias de oxígeno disuelto** registradas en el río Cauca, durante un año con características hidrológicas medias, presenta un comportamiento muy similar en su magnitud del oxígeno disuelto. Los valores medios **oscilan entre 5.7-7.4 mg/l**. Cabe señalar que el límite establecido para la preservación de la flora y fauna (Decreto 1594 de 1984) está establecido en 5.0 mg/l.

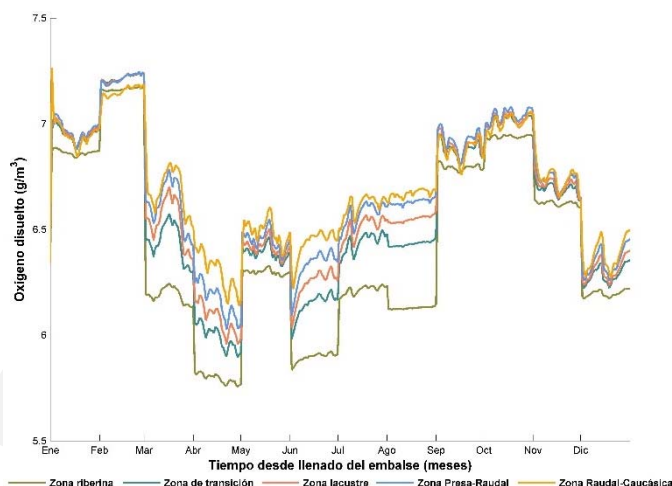


Figura 16. Validación de las variables de nivel, caudal, velocidad de la corriente y temperatura, en un punto en las inmediaciones del emplazamiento de la futura presa del PHI.

Amonio

El amonio es un indicador de posible contaminación del agua con bacterias, aguas residuales o residuos de animales. Las concentraciones naturales en aguas subterráneas y superficiales suelen ser menores que 0.2 mg/L.

Las **concentraciones medias de amonio** en el río Cauca **oscilan entre 0.37 mg/l y 0.45 mg/l**. Como puede observarse a medida que nos desplazamos aguas abajo, la concentración de amonio disminuye, coincidiendo con la zona de más concentración oxígeno disuelto. Esto indica que probablemente los aportes de nitrógeno se mantengan en forma de nitrato, ya que la distribución de la concentraciones de nitratos en el río es inverso al amonio. La transformación de amonio a nitrato conlleva un consumo de oxígeno.

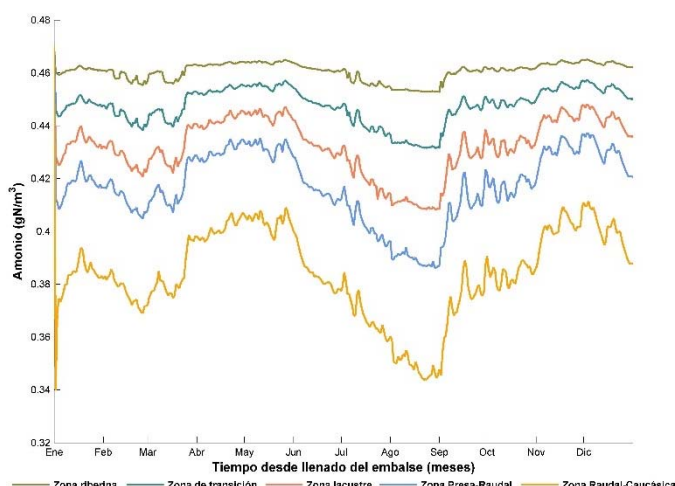


Figura 17. Validación de las variables de nivel, caudal, velocidad de la corriente y temperatura, en un punto en las inmediaciones del emplazamiento de la futura presa del PHI.

Coliformes totales

Los coliformes son considerados como indicadores de contaminación en el control de calidad del agua destinada al consumo humano. Las **concentraciones medias de coliformes totales** en el río Cauca oscilan entre **9.2·10⁸-3.0·10⁸ NMP**. Cabe destacar que estas concentraciones superan los límites establecidos por la legislación colombiana tanto para consumo (2.0·10⁸ NMP con tratamiento convencional y 1.0·10⁸ NMP con desinfección), como para uso recreativo (1.0·10⁷ NMP con contacto primario y 5.0 ·10⁷ con contacto secundario). El principal aporte de coliformes es la cuenca del cauca aguas arriba, no obstante la concentración disminuye a medida que nos trasladamos aguas abajo como consecuencia de la mortalidad de los microorganismos.

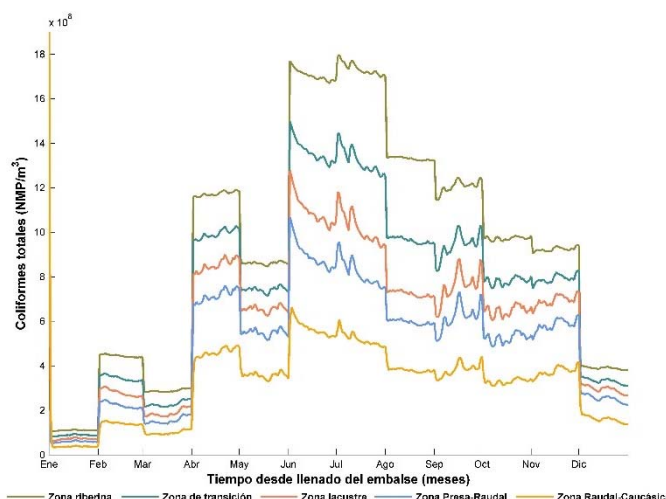


Figura 18. Validación de las variables de nivel, caudal, velocidad de la corriente y temperatura, en un punto en las inmediaciones del emplazamiento de la futura presa del PHI.

CONCLUSIONES GENERALES

- El **régimen hídrico** existente en el río Cauca se caracteriza por presentar la **bimodalidad** existente en el clima colombiano, representado por dos épocas secas: Diciembre-Enero y Julio-Agosto, y dos épocas lluviosas: Abril-Mayo y Octubre-Noviembre.
- El **comportamiento hidrodinámico** (velocidad del flujo) está ampliamente ligado a los caudales presente en la cuenca. La velocidad media del río Cauca en la zona de afección del futuro embalse oscila entre 1.7 -1.9 m/s.
- La **temperatura** del agua del río Cauca está modulada por las estaciones anuales (seca-húmeda). La temperatura media del agua oscila entre 26.4 y 26.8 °C, registrándose máximos de 28.5°C en las épocas de estiaje y mínimas de 25°C en las épocas lluviosas.
- Las concentraciones medias de **oxígeno disuelto** oscilan entre 6.4-6.7 mg/l. Cabe señalar que el límite establecido para la preservación de la flora y fauna (Decreto 1594 de 1984) está establecido en 5.0 mg/l.
- Las concentraciones medias de **amonio** en el río Cauca oscilan entre 0.37 mg/l y 0.45 mg/l. Estas concentraciones superan los límites establecidos por la legislación colombiana tanto para consumo, como para el uso recreativo.
- Las concentraciones medias de **coliformes totales** en el río Cauca oscilan entre $9.2 \cdot 10^8$ - $3.0 \cdot 10^8$ NMP. Estas concentraciones superan los límites establecidos por la legislación colombiana tanto para consumo, como para el uso recreativo
- La concentración de **dióxido de carbono** fluctúa entre aproximadamente 5 y 17.5 mg/l en todo el cauce fluvial. Cabe señalar que a medida que se avanza en el cauce fluvial, la concentración de dióxido de carbono desciende ligeramente.
- La concentración de **nitrato** varía entre aproximadamente 0 y 2 mg/l presentando valores muy similares en todo el cauce fluvial.
- La concentración de **fosfato** oscila entre aproximadamente 0.04 y 0.1 mg/l valores muy similares en todo el cauce fluvial. Desde el punto de vista legislativo, no existe norma de calidad asociada.
- La concentración de **metano** fluctúa entre aproximadamente 0 y 0.00015 mg/l. Cabe señalar que a medida que se avanza en el cauce fluvial, la concentración de metano aumenta debido a que sólo se genera internamente mediante procesos fisicoquímicos.

MARCO General

4 | Modelado de la Situación futura

El siguiente esquema presenta los criterios contemplados en la toma de decisiones para la selección del modelo numérico (toda la información de dicho proceso se recoge en la Actividad 9 y Actividad 10: "Implementación de un modelo de calidad de agua en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango").

- La transformación del sistema lótico (río) a uno léntico (embalse) genera cambios en el **comportamiento hidrodinámico** del sistema que deben de ser analizados.
- Las **propiedades físicas y químicas** de los embalses dependen en parte de las características del río y de sus afluentes, los cuales poseen nutrientes y materia orgánica. En el interior del embalse se incrementarán **procesos internos de ciclo de materia** como consecuencia del aumento del tiempo de residencia. Cabe destacar que, en los embalses tropicales, la **vegetación inundada con el llenado** interviene en las propiedades fisicoquímicas del agua como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica. Por tanto, su papel debe ser analizado a la hora de realizar el análisis del físico-químico del sistema.
- Todos los embalse tienden a acumular **sedimentos** como consecuencia de la disminución del régimen de velocidades, generando una cuña de deposición de materiales que debe ser considerada para garantizar la vida útil del embalse.

- La invasión en los últimos años de algunos embalses tropicales por **macrófitos acuáticos** pone de manifiesto la importancia de evaluar las zonificación de zonas potenciales de aparición de macrófitas en el futuro embalse de Ituango.
- La inundación del terreno origina condiciones semejantes a las imperantes en un lago, modificando el patrón de **emisiones de gases de efecto invernadero** (dióxido de carbono y metano) tanto espacial como temporalmente.

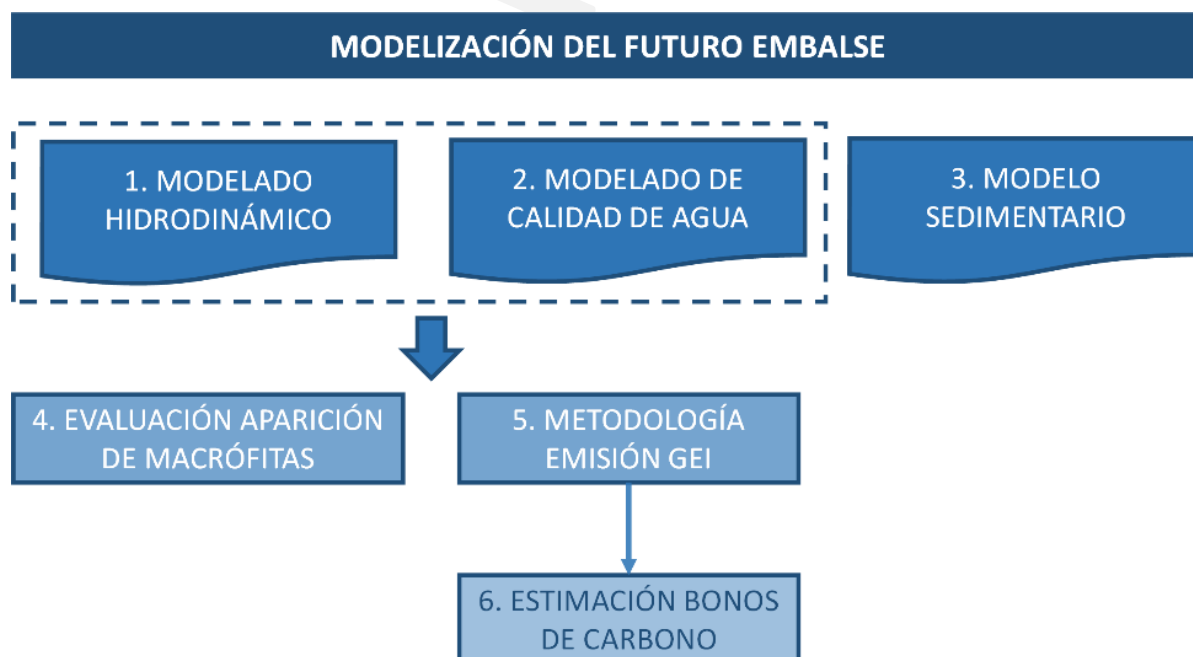


Figura 19. Descripción de los diferentes pasos para el análisis de la situación futura del embalse en el marco del proyecto: Implementación de un modelo de calidad de aguas en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango.

4.1 | Modelado hidrodinámico del embalse

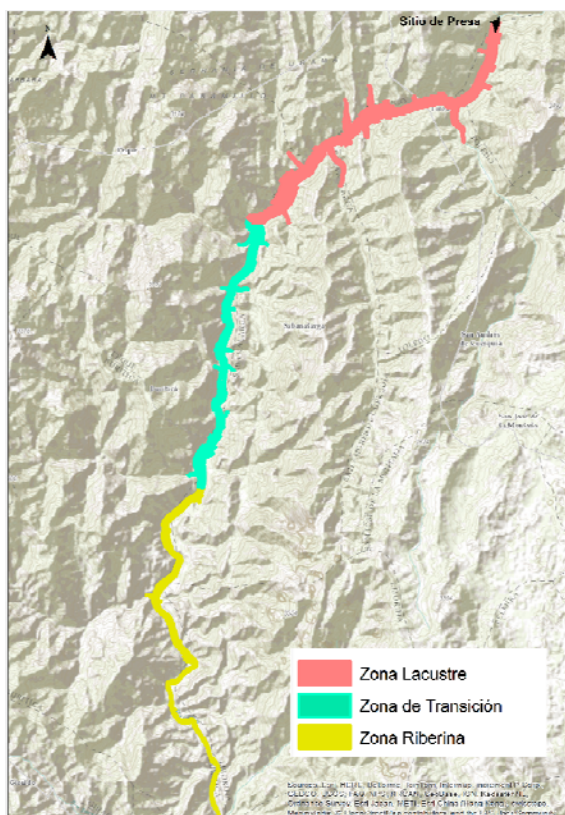


Figura 20. Zonificación del futuro embalse del PHI

El modelado numérico del futuro embalse del PHI se realiza en una malla curvilínea tridimensional.

Para poder analizar la variabilidad espacial que presentará el embalse se realiza una zonificación previa, basándonos en los criterios establecidos por Roldán & Ramírez (2008) y en los resultados hidrodinámicos:

1. **Zona Riberina**, generalmente poco profunda y bien mezclada.
2. **Zona de Transición**, la zona intermedia del embalse.
3. **Zona Lacustre**, es la mas profunda del embalse, con características similares a las de un lago.

En la figura 21 se muestra la evolución temporal de velocidad media promediada (tanto en la vertical como en la horizontal) para las tres zonas. Como puede observarse, las **velocidades medias** en la **zona riberina** son de **0.18 m/s**, en la **zona de transición** de **0.0105 m/s** y de **0.0035 m/s** en la **zona lacustre**, reflejándose la disminución de la magnitud de la velocidad a medida que avanzamos a lo largo del eje del embalse.

Tal como se observa en la figura, la zona que presenta una **mayor variabilidad** entre los registros de velocidades máximas y mínimas es **la zona riberina**, ya que ésta sigue comportándose como un río. En los registros de las velocidades máximas se aprecia con mayor claridad los pulsos hidrológicos estacionales.

En la figura 22 se muestra la evolución temporal de la temperatura en las diferentes zonas del embalse. La **temperatura media** en las tres zonas es homogénea, oscilando los valores entre **26.6-26.8 °C**.

Independientemente de la zona estudiada, el **patrón estacional** (épocas secas- húmedas) queda perfectamente reflejado a lo largo del tiempo. Como puede observarse, la zona lacustre es la que presenta un mayor rango de variabilidad entre las temperaturas máximas y mínimas. Este comportamiento se debe a la mayor profundidad que presenta esta zona, registrando las capas más profundas las menores temperaturas.

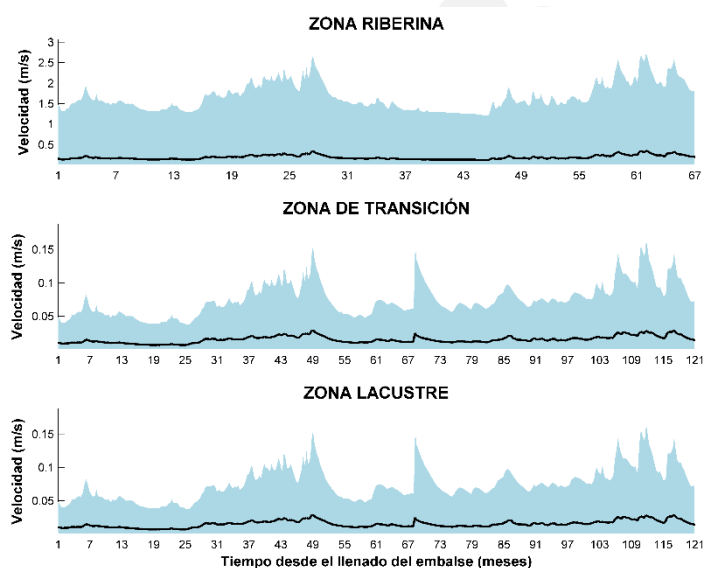


Figura 21. Evolución temporal de la velocidad media agregada (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

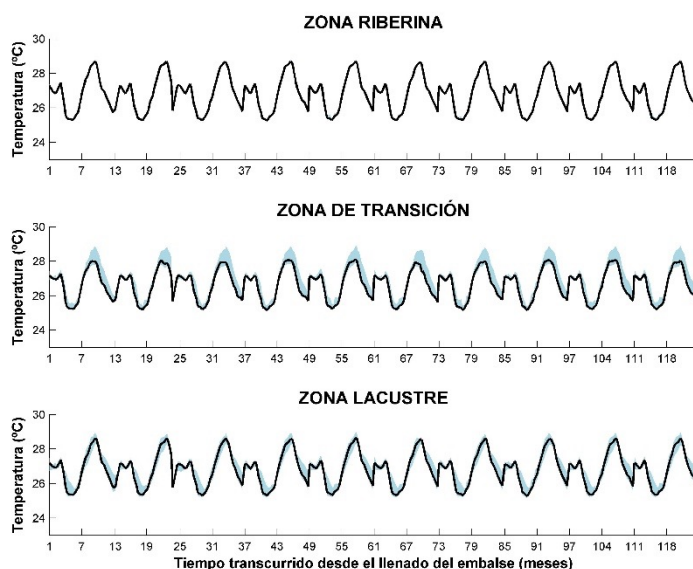


Figura 22. Evolución temporal de la temperatura agregada (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

4.1 | Modelado hidrodinámico del embalse

En la figura 23 se muestra la distribución de la temperatura en un perfil longitudinal a lo largo del embalse. Se refleja como durante las dos **épocas húmedas**, la **mezcla vertical** en el embalse es completa, además se produce una disminución generalizada de temperatura en todo el perfil de la masa de agua. Durante las **épocas secas**, se produce la **estratificación térmica**, la cual presenta una termoclina de **3°C entre el epilimnion e hipolimnion**.

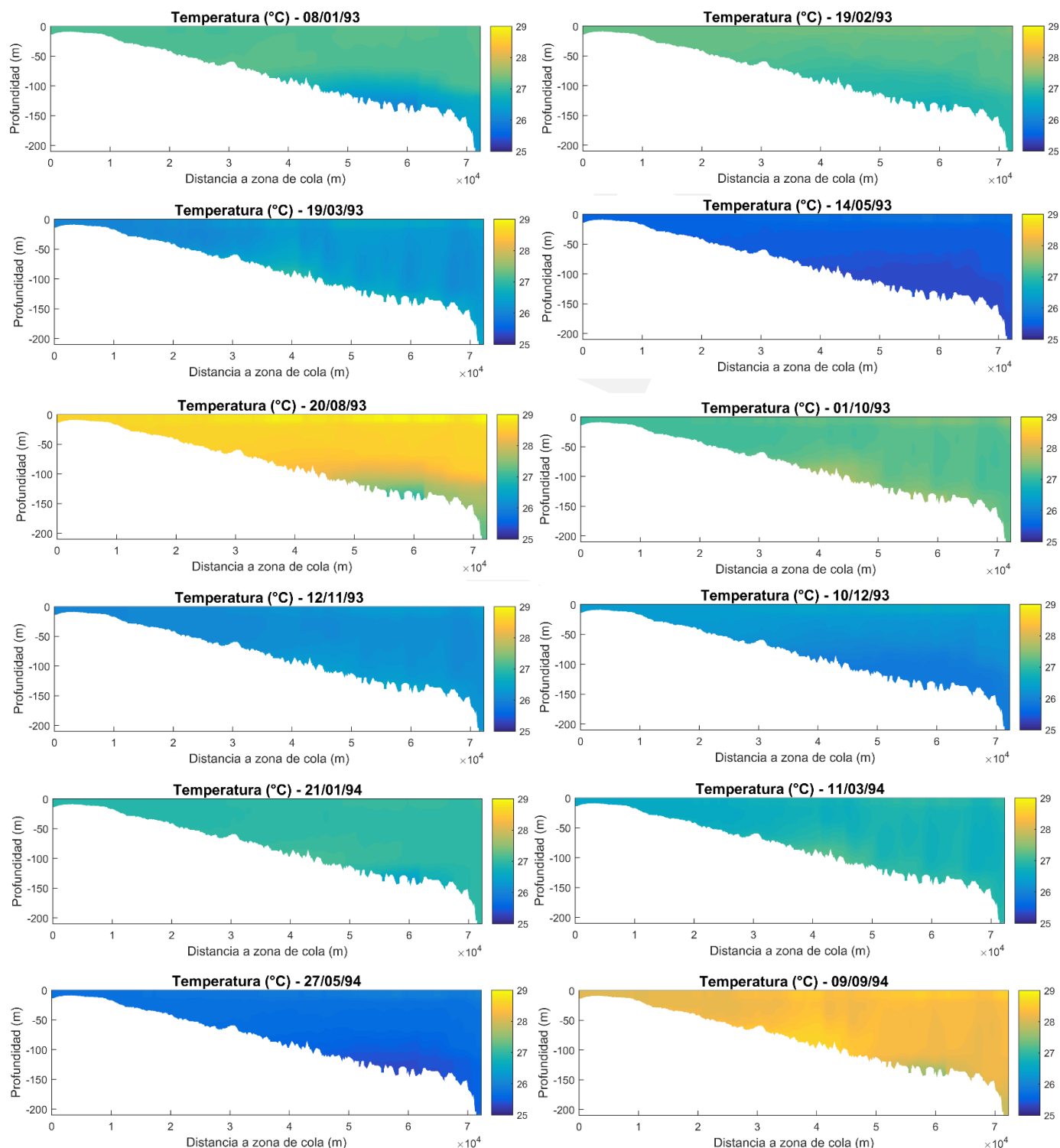


Figura 23. Evolución temporal y espacial de la temperatura del agua en el futuro embalse de Ituango.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Oxígeno disuelto

En la figura 24 se muestra la distribución de la concentración de oxígeno disuelto **agregada** en las 3 zonas delimitadas para el estudio del embalse. La **concentración media** de oxígeno disuelto en la **zona ribarina** es de **5.4 mg/l**, mientras que en la **zona de transición y lacustre** es **3.3 y 1.3 mg/l**, respectivamente. Esa disminución en la concentración de oxígeno se debe a: por una parte, la estratificación química existente en ambas zonas, dicha estratificación minimiza el intercambio de oxígeno en la columna de agua y, por otra, al consumo de oxígeno empleado para llevar a cabo la mineralización de la materia orgánica.

El rango de valores registrados en la zona ribarina es mucho menor que en las zonas de transición y lacustre. Estas dos últimas registran rangos que oscilan entre máximos de 7.9 mg/l y la anoxia. En la zona de transición los periodos anóxicos son menos frecuentes que en la zona lacustre.

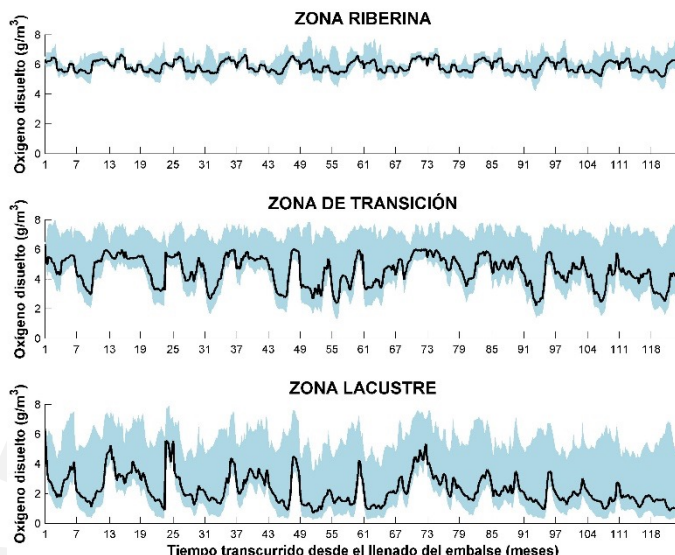


Figura 24. Evolución temporal de la concentración media agregada de oxígeno (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

Carbono Orgánico Total

El carbono orgánico total (COT) es uno de los parámetros más relevantes en el estudio de la contaminación del agua por compuestos orgánicos. Generalmente esta sustancia se origina de forma natural en plantas y animales como resultado de su metabolismo, excreción y descomposición. Una alta concentración de COT en el agua genera una disminución de oxígeno disuelto.

La figura 25 muestra la distribución del COT en las 3 zonas delimitadas en el embalse. La **concentración media** de COT en la **zona ribarina** es de **2.7 mg/l**, mientras que en la **zona de transición y lacustre** es de **3.1 y 3.2 mg/l**, respectivamente. Como puede observarse, la mayor variabilidad se registra en la zona lacustre, con valores que oscilan entre los 0.74 -8.0 mg/l.

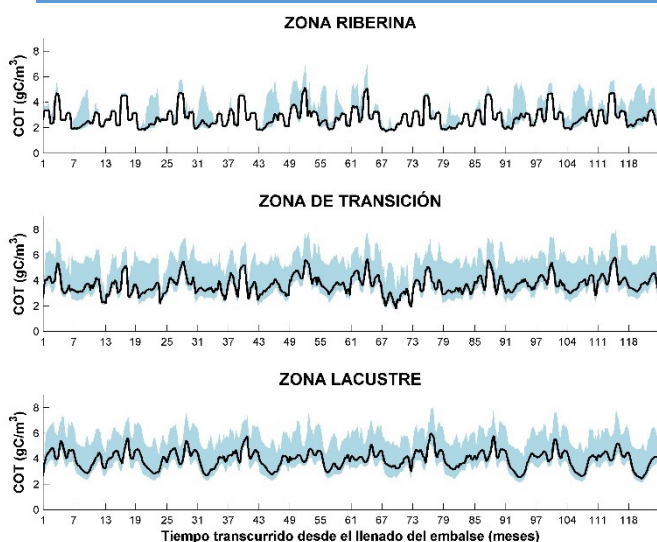


Figura 25. Evolución temporal de la concentración media agregada de COT (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

Coliformes totales

En la figura 26 se muestra la distribución de los coliformes totales **agregada** en las 3 zonas delimitadas para el estudio del embalse. La máxima concentración de coliformes se registra en la **zona ribarina**, **$1.08 \cdot 10^8$ (NMP/m³)** mientras que, en la **zona de transición y la zona lacustre**, es de **$1.27 \cdot 10^7$ y $7.95 \cdot 10^6$ (NMP/m³)**, respectivamente. Se produce una disminución de dos órdenes de magnitud a medida que se avanza hacia la zona de presa. Esta disminución viene provocada por el ciclo de mortandad que poseen dichos microorganismos y por la ausencia de núcleos urbanos de relevancia que puedan generar una contaminación puntual de coliformes en las inmediaciones del futuro embalse del PHI.

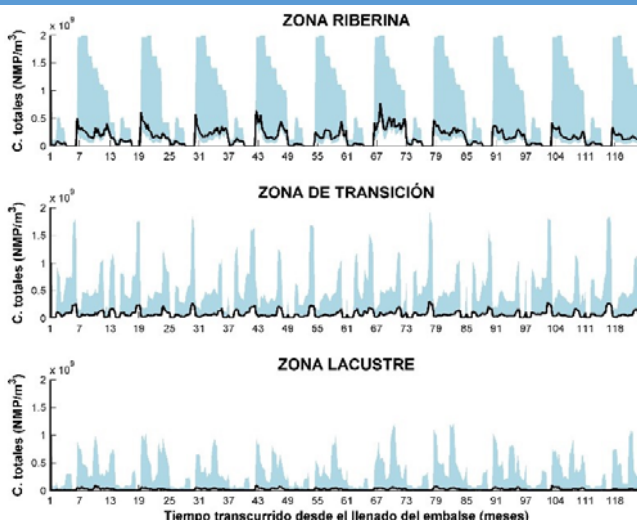


Figura 26. Evolución temporal de la concentración media agregada de coliformes totales (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

En la figura 27 se muestra la distribución de la concentración de oxígeno disuelto en un perfil longitudinal a lo largo del embalse. Ésta refleja como durante dos **épocas húmedas** (marzo - abril y noviembre - diciembre) la mezcla vertical en el embalse es completa, permitiendo la **oxigenación** de la masa de agua. Esta oxigenación viene provocada por la rotura de la termoclina, favoreciendo la mezcla entre las capas más superficiales y las profundas. Durante la **época de estiaje**, se produce la estratificación térmica y, como consecuencia, la **estratificación química**, generando zonas de hipoxia-anoxia en las capas más profundas del embalse.

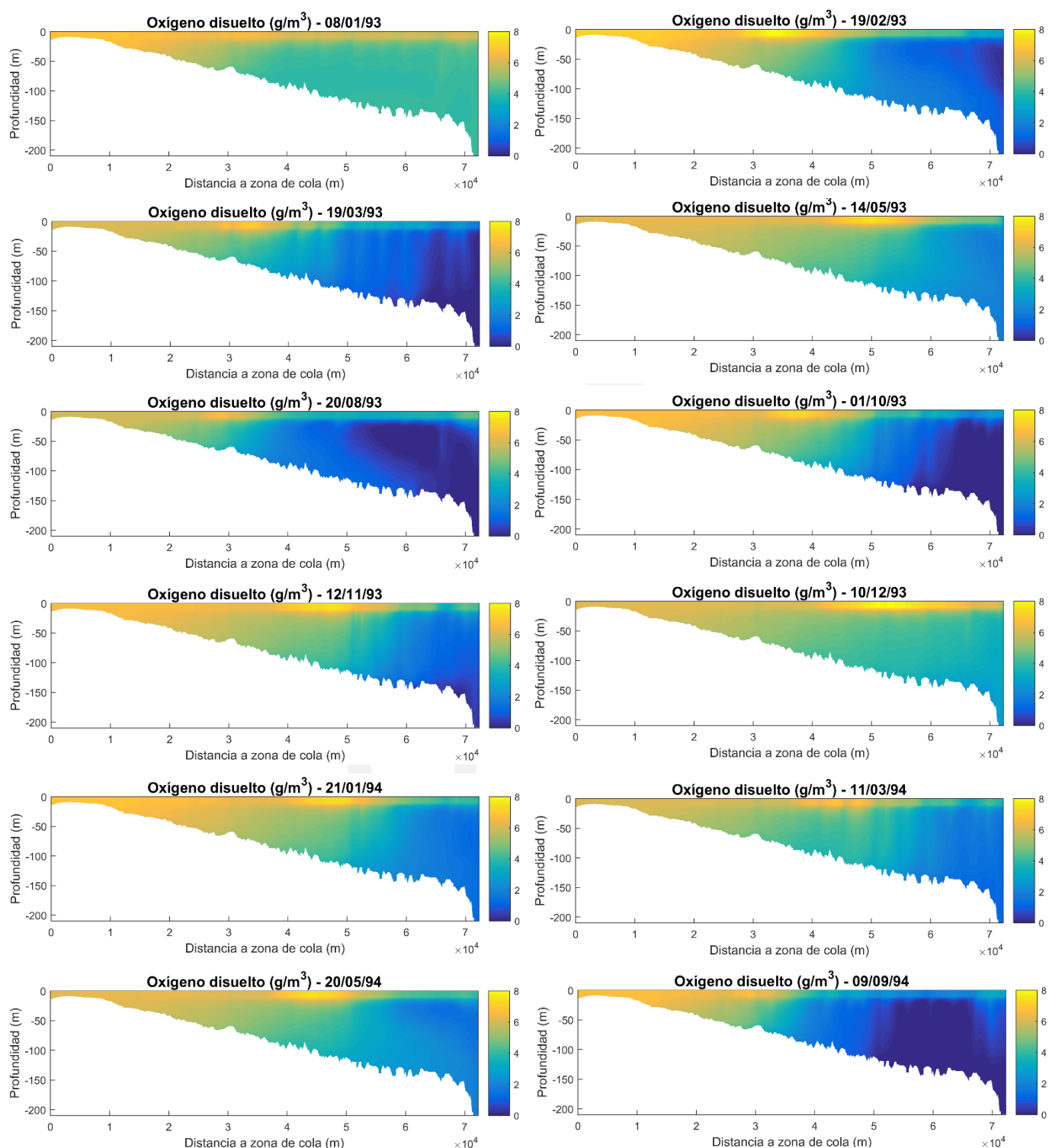


Figura 27. Evolución temporal y espacial del oxígeno del agua en el futuro embalse de Itaipu.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Amonio

En la figura 28 se muestra la distribución del amonio **agregada** en las 3 zonas delimitadas para el estudio del embalse. La máxima concentración media de amonio se registra en la **zona ribarina**, **0.26 mgN/l** mientras que, en la **zona de transición y lacustre**, la concentración media es de **0.009 mgN/l**. Esa disminución en la concentración de amonio viene condicionada por la nitrificación en parte por el aporte principal del río Cauca y por la transformación del amonio a nitratos (fuente de consumo de oxígeno).

La variabilidad existente en la concentración de amonio en todas las zonas del embalse es similar, oscilando las concentraciones mínimas y máximas entre 0 - 0.47 mgN/l.

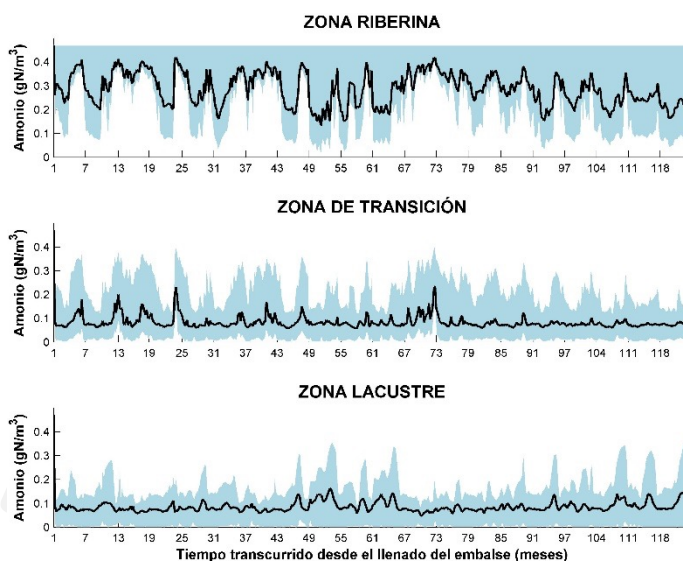


Figura 28. Evolución temporal de la concentración media agregada de amonio (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

Nitrato

Se observan altas concentraciones de nitratos, las cuales vienen ligadas fundamentalmente, a un excesivo uso de abonos nitrogenados y su posterior arrastre por escorrentía.

En la figura 29 se muestra la distribución del nitrato **agregada** en las 3 zonas delimitadas para el estudio del embalse. Las **zona ribarina y la de transición** presentan una **concentración media** de **1.1 mgN/l**. Esa concentración disminuye en la **zona lacustre** a **0.42 mgN/l**, condicionada por el consumo fitoplanctónico y la mineralización anóxica. La zona que presenta una mayor variabilidad se registra por el contrario entre la zona de transición y la lacustre con valores entre 0-1.6 mg/l.

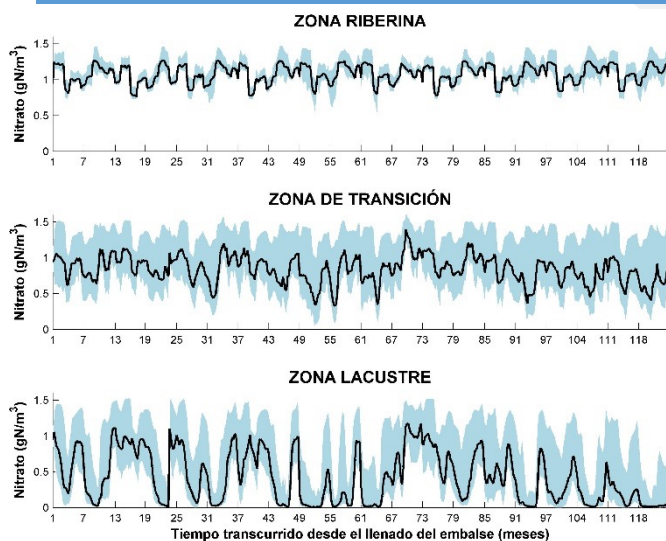


Figura 29. Evolución temporal de la concentración media agregada de nitrato (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

Fitoplancton

El desarrollo del fitoplancton está limitado a la zona eufótica y su crecimiento está condicionado por la temperatura y el aporte de nutrientes (nitratos y fosfatos) que llegan al cuerpo de agua. A su vez el fitoplancton está sometido a una fuerte influencia estacional, sobre todo, en las zonas tropicales (Horne y Goldman, 1994).

En la figura 30 se muestra la distribución del fitoplancton **agregada** en las 3 zonas delimitadas para el estudio del embalse. La máxima concentración media de fitoplancton se registra en la **zona de transición** con **9.5 mgChla/m³** mientras que, en la **zona ribarina y la zona lacustre**, es de **3.55 y 7.94 (mgChla/m³)**, respectivamente.

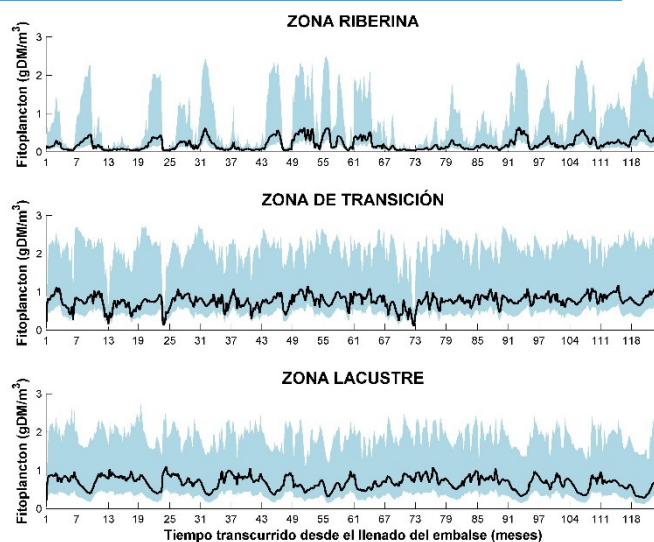
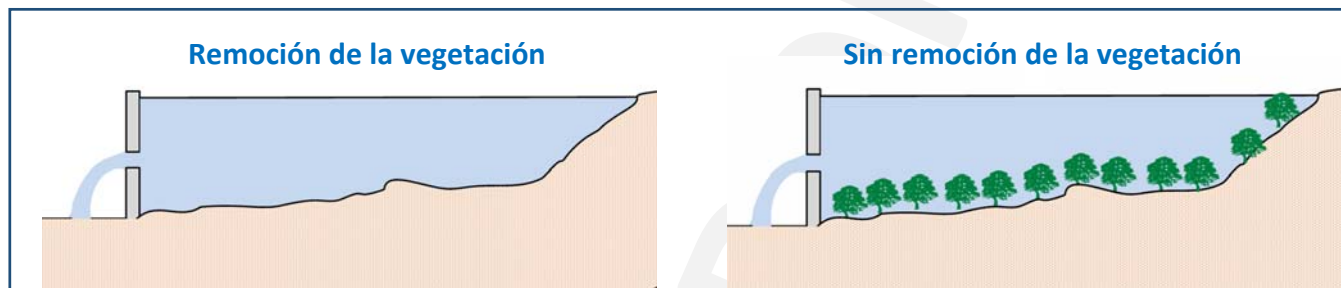


Figura 30. Evolución temporal de la concentración media agregada de fitoplancton (línea negra) en las tres zonas definidas en el PHI. La zona sombreada recoge los máximos y mínimos registrados.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Una de las principales cuestiones a estudiar en un embalse es el efecto de la remoción de la vegetación antes del proceso de llenado del embalse y la evolución del estado trófico tras el proceso de llenado y puesta en marcha del embalse.

La remoción de la vegetación ha generado mucha controversia cada vez que se ha construido un nuevo embalse en zonas tropicales debido a los efectos generados sobre la calidad del agua, fauna y los nuevos usos a desarrollar sobre él.



VENTAJAS

Por una parte, el mantenimiento de la vegetación:

- Proporciona sustrato para el perifiton y bentos importante para los peces. También dispone de nichos ecológicos para la reproducción y refugio, incrementando la supervivencia y reclutamiento de la fauna acuática.
- Aumenta la productividad ecológica debido al aporte de materia orgánica, nutrientes y diversidad estructural.
- Mitiga los impactos de la erosión en los bordes del embalse por la acción del viento y variaciones de nivel.
- Reduce los elevados costes de remoción (Agostinho et al., 2007).

INCONVENIENTES

Un exceso de vegetación inundada puede provocar:

- Anoxia en las regiones más profundas del embalse resultado de la descomposición de la materia orgánica. Esto puede elevar la mortandad de peces o limitar su distribución en el nuevo ecosistema.
- Los troncos sumergidos pueden interferir en la navegación, actividades de recreo, redes de pesca y servir como soporte para la proliferación de macrófitos (Ploskey, 1985).

Para poder evaluar la repercusión de la vegetación inundada en la **calidad del agua** en el PHI se propone analizar distintos **escenarios de remoción** de la vegetación: escenarios teóricos denominados **no supervisados** y otros escenarios "inteligentes" denominados supervisados. Por otro lado también se analiza el efecto que tendrá la existencia de una determinada **época climática en el momento de producirse el llenado del embalse**.

1. Épocas climáticas existentes que pueden darse el momento del llenado del embalse



2. Posibles escenarios de remoción de la vegetación en el vaso del embalse



4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Escenarios de remoción de vegetación

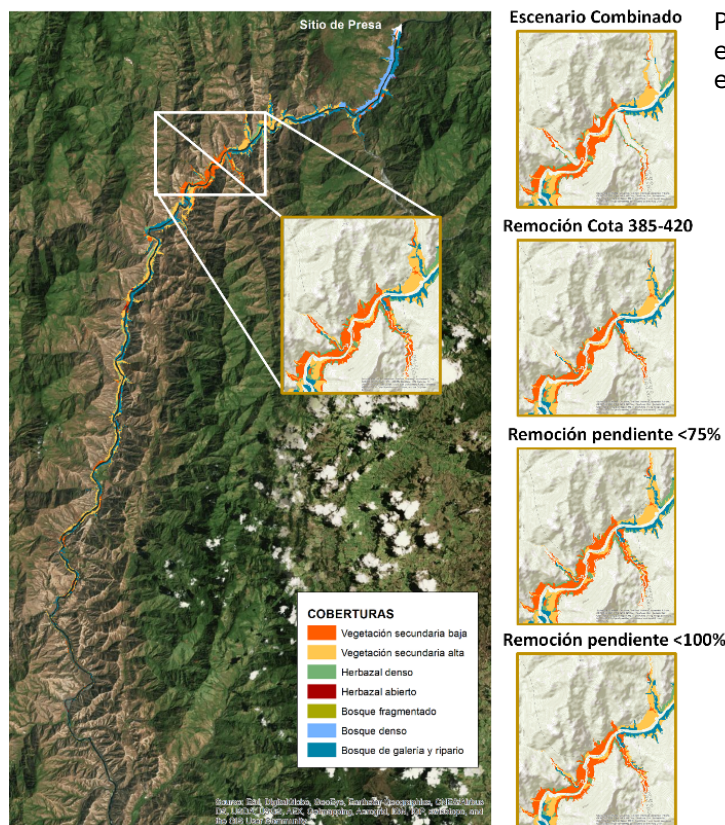


Figura 31. Distribución las tipologías de vegetación en el vaso del embalse.

Para el estudio de la evolución de la calidad del embalse bajo diferentes escenarios de remoción se evalúan dos tipologías distintas de escenarios.

1. Escenarios no supervisados: Remoción espacialmente homogénea de cada una de las tipologías de vegetación presentes en el embalse.

- Sin remoción
- 10% de remoción
- 25% de remoción
- 50% de remoción
- 75% de remoción
- Remoción total

2. Escenarios supervisados: selección de zonas que presentan unas características más adecuadas para llevar a cabo la remoción.

- Remoción entre las cotas 385-420 m de altitud.
- Remoción escenario combinado.
- Remoción entre las cotas 385-420 m cuando presente una pendiente <75%
- Remoción entre las cotas 385-420 m cuando presente una pendiente <100%

La zonificación de la vegetación en el vaso del embalse viene determinada por 7 tipologías de vegetación: bosque de galería, bosque denso (localizado principalmente entre la entrada del río San Andrés y la zona de presa), bosque fragmentado, vegetación secundaria alta, vegetación secundaria baja, herbazal denso y herbazal abierto. En la figura 32 se muestra el área que cubre cada una de las tipologías existentes en cada uno de los 10 escenarios planteados.

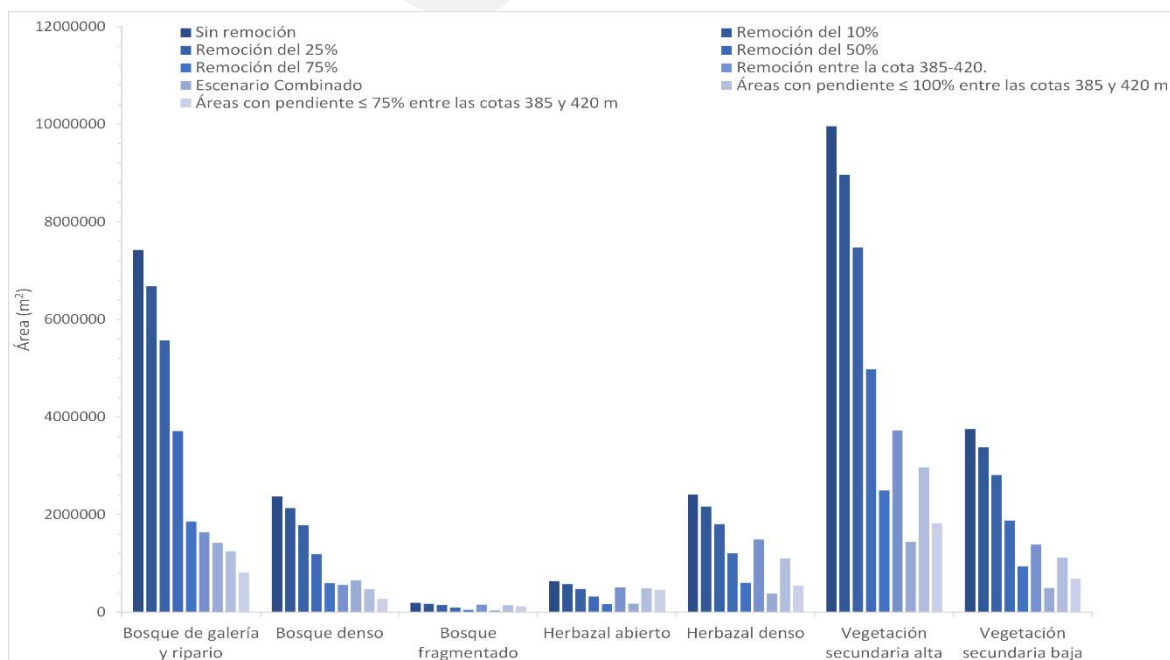


Figura 32. Superficie en m² de las diferentes tipologías de vegetación en cada uno de los escenarios de remoción propuestos.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Para poder evaluar la repercusión de cada uno de los escenarios de remoción sobre la calidad del agua, se analizan **las diferencias** para cada variable **entre los diferentes escenarios, tomando como referencia el escenario de remoción total**. En la figura 33 se muestran dichas diferencias en los escenarios no supervisados, en el embalse. En la figura 34 se muestran los resultados de los escenarios supervisados.

Diferencias en la concentración de Oxígeno Disuelto

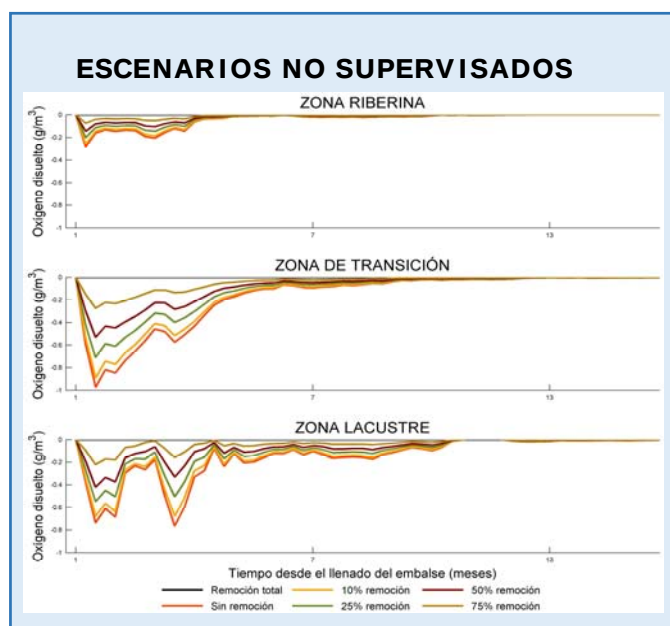


Figura 33. Representación de la evolución temporal de las diferencias de oxígeno disuelto en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción no supervisada.

En la figura 33 se muestra las diferencias que presenta la concentración de oxígeno disuelto para todos los escenarios de **remoción no supervisada**. Tal como se observa, independientemente de la zona del embalse, la mayores anomalías registradas se dan sin remoción de la vegetación. La gradación de las variaciones en la concentración del oxígeno disuelto es inversamente proporcional al porcentaje de remoción.

En la **zona ribarina**, la concentración media de oxígeno disuelto máxima oscila entre **-0.074 y -0.28 mg/l** (escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente). Las concentraciones de oxígeno **no** registran **diferencias** una vez **transcurridos 6 meses desde el llenado del embalse**.

En la **zona transición**, la concentración media de oxígeno disuelto máxima oscila entre **-0.21 y -1.0 mg/l** (escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente). Las concentraciones de oxígeno **no** registran **diferencias** una vez **transcurridos 9 meses desde el llenado del embalse**.

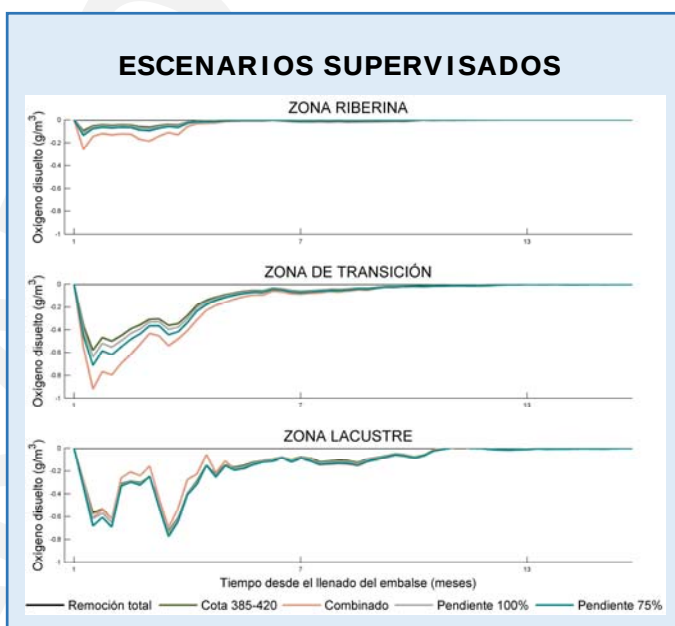


Figura 34. Representación de la evolución temporal de las diferencias de oxígeno disuelto en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción supervisada.

En la **zona lacustre**, la concentración media de oxígeno disuelto máxima oscila entre **-0.074 y -0.28 mg/l** (escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente). Las concentraciones de oxígeno **no** registran diferencias una vez **transcurridos 12 meses desde el llenado del embalse**. La zona lacustre es la que tarda más tiempo en amortiguar el efecto de la descomposición de la biomasa debido a que presenta una mayor profundidad en la columna de agua y se localiza la mayor extensión de biomasa de origen refractario.

En la figura 34 se observa que los resultados obtenidos para los escenarios de **remoción supervisados** presentan un comportamiento similar en su evolución temporal. El escenario denominado "Combinado" es el que presenta una mayor diferencia de concentración de oxígeno en la zona ribarina y de transición, pero no en la zona lacustre (este escenario proyecta una mayor remoción en esta zona). **Todos ellos presentan diferencias en el rango de los escenarios sin remoción y escenario de remoción del 25 %.**

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Diferencias en la concentración de Carbono Orgánico Particulado

El carbono orgánico particulado (POC) proviene tanto de los caudales de entrada al embalse como del material vegetal existente en el área inundada del nuevo embalse. Este proceso de descomposición tiene repercusión en el balance de oxígeno disuelto, dióxido de carbono y metano, ya que en él se consume oxígeno, liberándose dióxido de carbono y en condiciones óxicas y metano en condiciones anóxicas

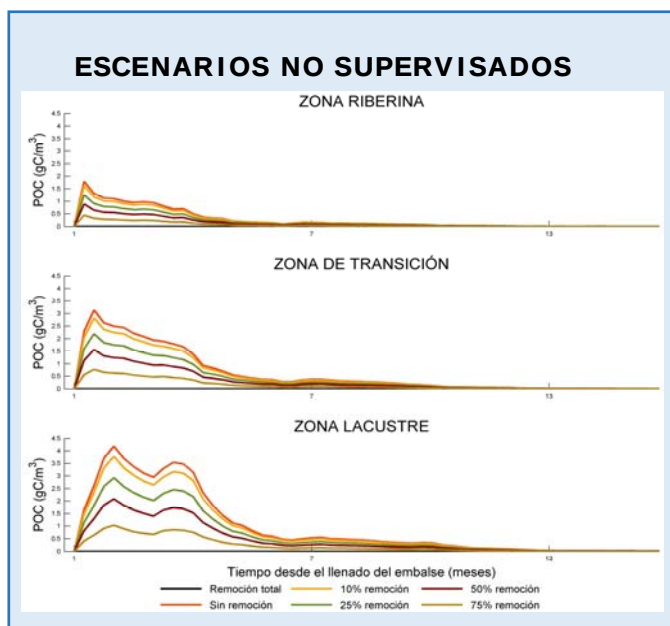


Figura 35. Representación de la evolución temporal de las diferencias de POC en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción no supervisada.

En la figura 35 se muestran las diferencias del POC para todos los escenarios de **remoción no supervisados**. Tal como se observa, independientemente de la zona del embalse, la mayores anomalías se registran con el escenario sin remoción de la vegetación. La gradación de las variaciones en la concentración de POC es inversamente proporcional al porcentaje de remoción, ya que a menor porcentaje de remoción, mayor cantidad de biomasa vegetal queda disponible para su descomposición.

En la **zona riberina**, la concentración media de POC aumenta entre **0.44 y 1.8 mg/l** (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción, respectivamente). Las concentraciones de POC se **homogenizan 9 meses después del llenado del embalse**.

En la **zona de transición**, la concentración media de POC entre **0.76 y 3.13 mg/l** (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción respectivamente). Las concentraciones de POC se **homogenizan** una vez **transcurridos 12 meses después del llenado del embalse**.

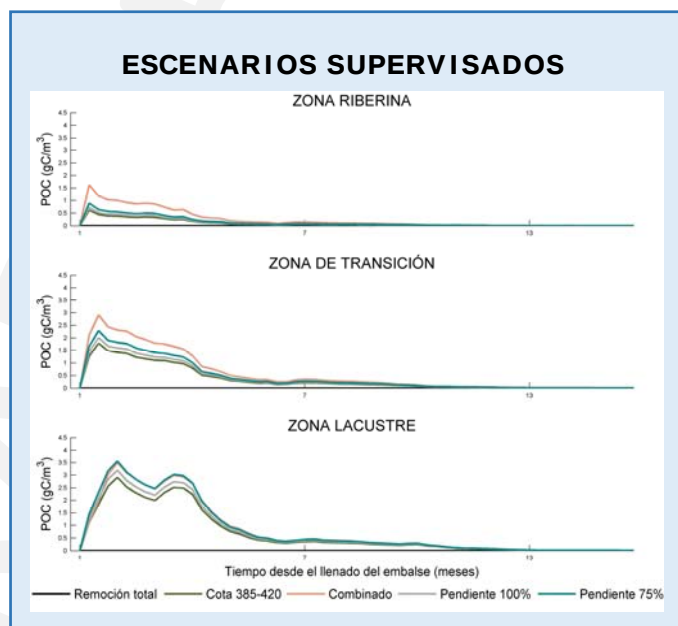


Figura 36. Representación de la evolución temporal de las diferencias de POC en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción supervisada.

En la **zona lacustre** el aumento en la concentración media de POC oscila entre **1.03 y 4.18 mg/l** (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción respectivamente). Las concentraciones de POC **no** registran **diferencias** una vez transcurridos **15 meses desde el llenado del embalse**. La zona lacustre es la que necesita un mayor tiempo de amortiguamiento porque es la zona con mayor profundidad en la columna de agua y donde se localiza la mayor extensión de biomasa de origen refractario.

En la figura 36 se observa que los resultados obtenidos para los **escenarios de remoción supervisados** presentan un comportamiento similar en su evolución temporal. El escenario denominado "Combinado" es el que presenta una mayor diferencia de concentración de oxígeno en la zona riberina y de transición, pero no en la zona lacustre (este escenario proyecta una mayor remoción en esta zona). Todos ellos presentan diferencias **en el rango de los escenarios sin remoción y escenario de remoción del 25 %**.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Diferencias en la concentración de Nitrato

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes fundamentales para los productores primarios en los ecosistemas acuáticos. La contaminación orgánica y agrícola son las fuentes mas importantes de nitrógeno y fósforo en el agua y, por tanto, las principales responsables de los fenómenos de eutrofización de lagos y embalses

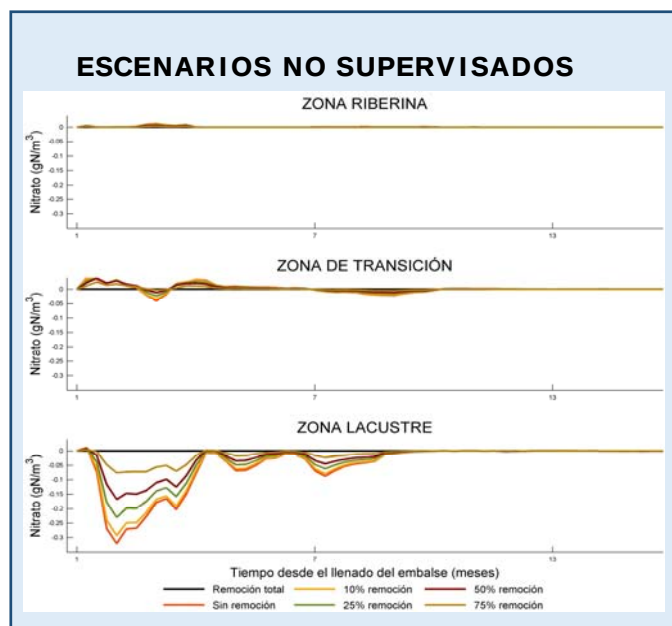


Figura 37. Representación de la evolución temporal de las diferencias de nitrato en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción no supervisada.

En la figura 37 se muestran las diferencias que presenta la variable nitrato (NO_3) para todos los escenarios de **remoción no supervisada**. Se puede observar que el comportamiento del nitrato es variable dependiendo de la zona del embalse, registrándose las mayores diferencias en la zona lacustre. La mayor anomalía se produce en el escenario sin remoción de la vegetación y la menor en el escenario de remoción del 75%.

En la **zona riberina**, las diferencias observadas son inapreciables. Es decir, la remoción o no de la vegetación no tendrá consecuencias sobre la concentración de nitratos en esta zona.

En la **zona de transición**, las diferencias en los diferentes escenarios de remoción son casi inapreciables. La distribución a lo largo del tiempo muestra oscilaciones de anomalías entre **-0.04 mgN/l** y **0.04 mgN/l**.

En la **zona lacustre**, sin embargo, sí se observan mayores diferencias. La variabilidad máxima respecto al escenario de remoción total oscila entre una **disminución en la concentración media** de NO_3 de **0.075 – 0.32 mgN/l** (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción respectivamente). Las concentraciones de NO_3 **no** registran **diferencias** una vez **transcurridos 9 meses desde el llenado del embalse**.

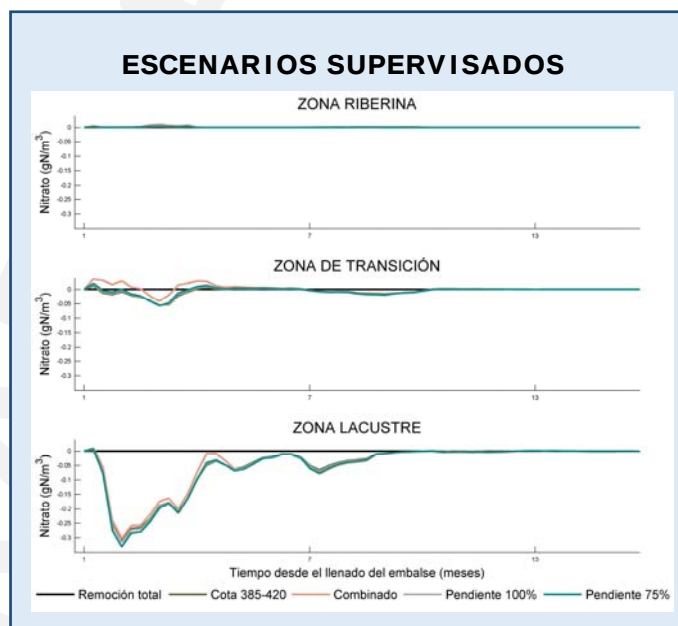


Figura 38. Representación de la evolución temporal de las diferencias de nitrato en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción supervisada.

Cabe destacar que las diferencias presentan oscilaciones ligadas al régimen hídrico del embalse. Las épocas con los caudales más abundantes son una fuente de nitratos al embalse, tal como se observa en la figura 37. Esto hace que con caudales altos, las diferencias en la concentración de NO_3 son casi nulas.

Este **déficit de NO_3** en la zona lacustre viene condicionado por las **condiciones anóxicas existentes en las zonas más profundas**. Como se ha comentado con anterioridad la mineralización de la materia orgánica procedente de la descomposición de la vegetación inundada viene asociada a un consumo de oxígeno. Debido al déficit de oxígeno en las zonas más profundas, se produce la **desnitrificación del NO_3** , descomponiéndose en oxígeno y nitrógeno gas. Este oxígeno procedente de la desnitrificación es el que se emplea para la mineralización de la materia orgánica.

En la figura 38 se observa que los resultados obtenidos para los escenarios de remoción supervisados presentan un comportamiento similar en su evolución temporal. En la zona lacustre se registran los mayores cambios, produciéndose una disminución de la concentración media con respecto al escenarios de remoción total.

Cabe señalar que todos los escenario de remoción supervisada presentan un **comportamiento muy similar**.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Diferencias en la concentración de Fitoplancton

La estructura de las poblaciones fotosintéticas tienden a presentar una variabilidad dinámica. Estos cambios dependen en gran medida de los siguientes factores: físicos (luz, temperatura, turbulencia...), hidrológicos, químicos (nutrientes, materia orgánica, mineralización, etc.) y biológicos (predación). Todos ellos afectan a la capacidad de asimilar los nutrientes, a la producción de la energía química necesaria para mantener la estructura trófica y a la productividad del sistema. Es decir, el estudio del fitoplancton permite obtener una información precisa y detallada del estado trófico y de la calidad de las aguas.

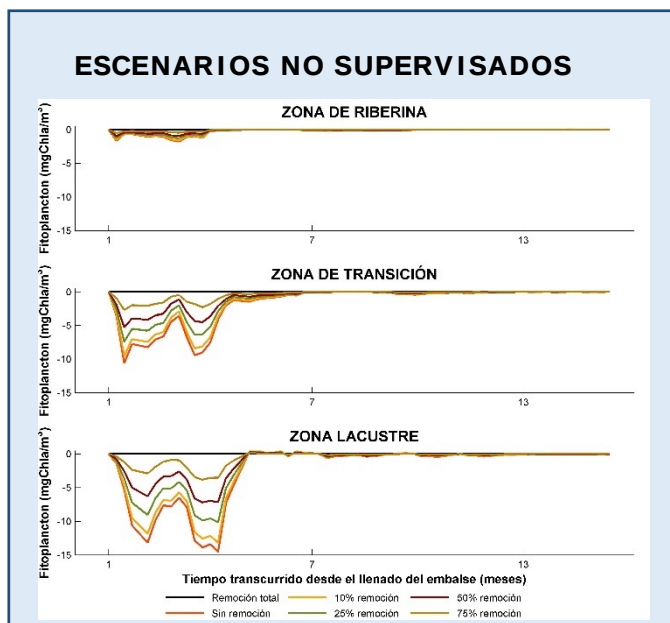


Figura 39. Representación de la evolución temporal de las diferencias de fitoplancton en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción no supervisada.

En la figura 39 se muestran las diferencias que presenta el fitoplancton para todos los escenarios de **remoción no supervisada**. Tal como se observa, independientemente de la zona del embalse, la mayores anomalías se registran para el escenario sin remoción de la vegetación. A mayor porcentaje de remoción, menor es la concentración de microorganismos fitoplanctónicos.

En la **zona ribierina** apenas existe una variación entre los escenarios que contemplan algún tipo de remoción y la remoción total, esto es consecuencia de las propiedades físico-químicas que limitan el crecimiento de fitoplancton en esta zona. La concentración de fitoplancton se **homogeniza 4 meses después del llenado del embalse**.

La **zona de transición** y la **zona lacustre** presentan una tendencia a lo largo del tiempo muy similar, marcado por la estacionalidad del régimen hídrico. La concentración media disminuye entre **-2.71 y -10.62 mgChla/m³** (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción respectivamente). Las concentraciones de fitoplancton **se homogenizan una vez transcurridos 7 meses desde el llenado del embalse**.

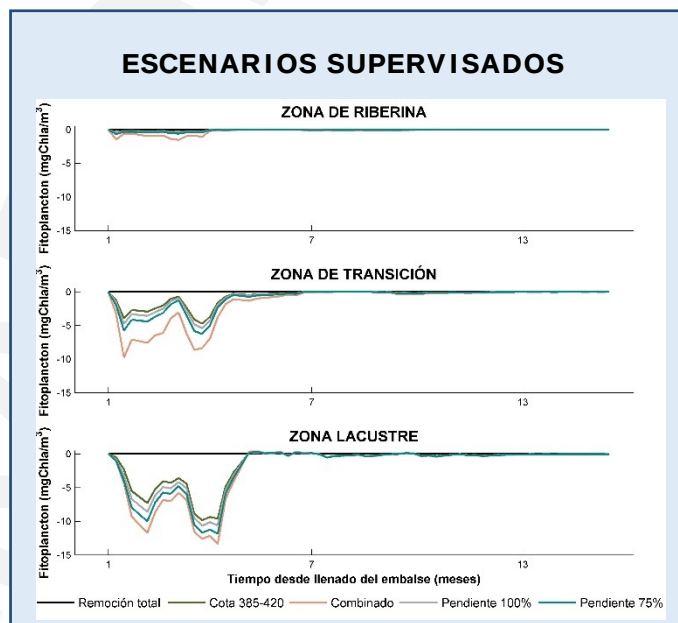


Figura 40. Representación de la evolución temporal de las diferencias de fitoplancton en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción supervisada.

En la **zona lacustre** la concentración media de fitoplancton es **3.8-14.56 mgChla/m³** (para el escenario de 75% de remoción y sin remoción respectivamente). Las concentraciones de fitoplancton **no registran diferencias una vez transcurridos 5 meses desde el llenado del embalse**. La zona lacustre es la que requiere más tiempo de recuperación.

En la figura 40 se observa que los resultados obtenidos para los escenarios de **remoción supervisados** presentan un comportamiento similar en su evolución temporal. El escenario denominado "Combinado" es el que presenta una mayor diferencia de concentración de fitoplancton en todas las zonas del embalse. Las máximas diferencias se registran en la **zona ribierina** con una disminución en la concentración media de **-1.54 mgChla/m³**, mientras que en la **zona de transición y lacustre** es de **-9.78 mgChla/m³** y **-13.38 mgChla/m³** respectivamente.

4.2 | Modelado de la calidad del agua del embalse

Escenarios climáticos de inicio de llenado del embalse

Con el fin de evaluar el **papel** que juega **el momento del llenado del embalse** sobre la calidad del agua se han modelado los diferentes escenarios bajo los regímenes hídricos asociados a un **año medio**, a un año con las características asociadas al **fenómeno de El Niño** (régimen de caudales de menor magnitud) y a un año con las características asociadas al **fenómeno de La Niña** (régimen de caudales de mayor magnitud). A continuación, se muestran los resultados obtenidos para dos escenarios de remoción: remoción total (línea continua) y sin remoción (línea discontinua).

Carbono orgánico particulado

La figura 41 muestra las diferencias obtenidas para el POC, tomando como referencia el escenario de remoción total en un año medio.

Bajo el **escenario con remoción total**, se observa que los aportes de materia orgánica particulada **apenas presenta anomalías** independientemente del escenario climático empleado para el inicio de la simulación.

En el escenario **sin remoción de la vegetación**, se registra un incremento en la concentración de POC en los primeros meses después del llenado del embalse en todas las zonas. La zona que presenta un mayor incremento es la lacustre, donde se encuentra el mayor porcentaje de biomasa asociada a bosque. Las diferencias originadas por los escenarios climáticos reinantes en el inicio de simulación muestran que durante el año de **La Niña** se produce **un incremento máximo de 4.48 mgC/l** y en el año de **El Niño de 3.59 mgC/l**.

Cabe destacar que durante el año de **La Niña**, el **sistema se recupera más rápidamente**, mejorando sus condiciones a los **7 meses en la zona riberina y de transición y a los 11 meses en la lacustre**, a diferencia de un evento de El Niño.

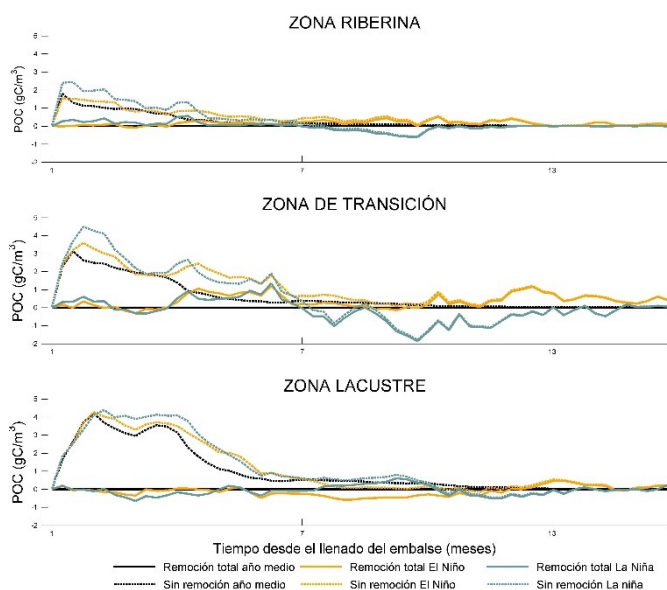


Figura 41. Representación de la evolución temporal de las diferencias de POC en las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción no supervisada.

Oxígeno disuelto

La figura 42 muestra las diferencias obtenidas para la concentración de oxígeno disuelto.

Las principales diferencias se observan en la **zona de transición y lacustre**. En general, en todas las zonas del embalse se observan **anomalías negativas más marcadas** en el escenario de **La Niña** al comienzo de la simulación. Esto viene determinado por el hecho de que los caudales altos favorecen la entrada de oxígeno en el sistema. Al existir **oxígeno** disponible, éste es consumido inmediatamente para la **mineralización de la materia orgánica** (procedente de la vegetación inundada, más la que recibe el sistema). Evidentemente, este consumo de oxígeno es mayor en los escenarios sin remoción de la vegetación.

Como puede observarse en la gráfica, bajo escenarios de La Niña el sistema se recupera transcurridos **7 meses desde el llenado del embalse**, incluso se observan **incrementos en la concentración de oxígeno de 2.7 mg/l** con respecto al escenario de remoción total con condiciones hidrológicas medias. En el caso de producirse el llenado del embalse bajo la influencia de las condiciones climáticas del Niño el sistema tardaría más en recuperarse.

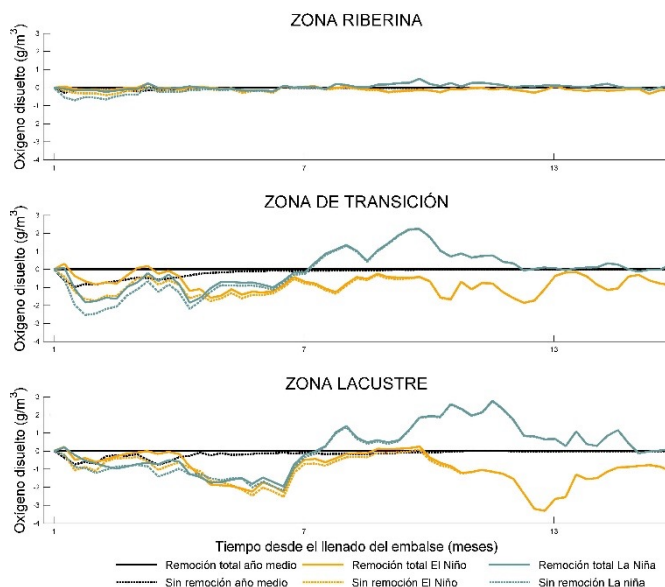


Figura 42. Representación de la evolución temporal de las diferencias de oxígeno disuelto dependiendo de las tres zonas del embalse para diferentes escenarios de remoción no supervisada.

4.2 | Modelado calidad del agua del embalse

CUMPLIMIENTO DEL DECRETO 1594 DE 1984

La calidad del agua se determina comparando las características físicas y químicas de una muestra de agua con unas directrices de calidad del agua en función del uso al que se someta la masa de agua. **En el caso de la legislación colombiana, el Decreto 1594 de 1984, es el que establece los umbrales para los diferentes usos y masas de agua** (tabla 1). En la tabla 2 se muestra los tiempos de cumplimiento de las normas en tres puntos del embalse en tres profundidades de la columna de agua (superficial z_1 , intermedia z_2 y profunda z_3).

VARIABLES	Límites establecido en el Decreto 1594 de 1984 para las variables muestradas				
	USOS				
	Consumo (Tratamiento convencional)	Consumo (desinfección)	Recreativo (contacto primario)	Recreativo (contacto secundario)	Preservación flora y fauna
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m ³)	200+E07	-	200+E06	-	-
Coliformes totales NMP (microorganismos/m ³)	200+E08	1.00+E07	1.00+E07	5.00+E07	-
Nitratos (mg/L)	10.0	-	-	-	-
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	1.0	1.0	-	-	0.1
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	5.0

Tabla 1. Valores umbrales especificados en la normativa de referencia aplicable tanto para el embalse como el tramo fluvial

En el punto más cercano a la cola del embalse, los **coliformes fecales y totales** presentan una gran variabilidad en el porcentaje de tiempo de cumplimiento con el Decreto 1594 de 1984 independientemente del uso establecido, debido a las aguas no tratadas que entran al embalse. A medida que nos desplazamos hacia sitio de presa (Punto 2 y Punto 3), el porcentaje de tiempo aumenta de forma generalizada por encima del 95% para todos los usos, a excepción de la capa superficial cuando se habla de usos recreativo (contacto primario). El aumento progresivo del tiempo de cumplimiento a medida que avanzamos a lo largo del embalse es consecuencia del decaimiento de los coliformes. Para la zona más cercana a la cola del embalse (Punto 1), **el amonio** cumple la norma el 100% del tiempo asociada al uso para consumo (tratamiento convencional y desinfección). Para el uso de preservación de la flora y fauna se incumple la norma, pero a medida que nos desplazamos hacia aguas abajo (Punto 2 y 3) se aumentan los porcentajes de tiempo donde se cumple la norma (60%-99% del tiempo). Esto es consecuencia, por una parte, del proceso de dilución y, por otra, de su transformación a nitratos. **Los nitratos y el oxígeno disuelto** cumplen la norma el 100% del tiempo para todos los usos en el punto 1. En la zona intermedias y lacustre, independientemente del uso establecido, el oxígeno disuelto presenta una gran variabilidad en los porcentajes de cumplimiento de la norma, registrándose los menores porcentajes en las capas más profundas.

Variables	USOS														
	Consumo (Tratamiento convencional)			Consumo (desinfección)			Recreativo (contacto primario)			Recreativo (contacto secundario)			Preservación flora y fauna		
	PUNTO LOCALIZADO EN LA ZONA RIBERINA (Punto 1)														
	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	80.4	95.6	96.3	-	-	-	1.5	4.5	5	-	-	-	-	-	-
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	46.8	76.6	80.3	0.6	2.87	3.25	0.6	2.87	3.25	11.3	25.3	27.2	-	-	-
Nitratos (mg/L)	100	100	100	100	100	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	100	100	100	100	100	100	-	-	-	-	-	-	0	0	0
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	100	100
	PUNTO LOCALIZADO EN LA ZONA DE TRANSICIÓN (Punto 2)														
	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	99.80	99.80	99.80	-	-	-	83.33	91.04	99.37	-	-	-	-	-	-
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	99.8	99.8	99.8	95.4	98.12	99.8	95.4	98.12	99.8	99.8	99.8	99.8	-	-	-
Nitratos (mg/L)	100	100	100	100	100	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	100	100	100	100	100	100	-	-	-	-	-	-	98.12	59.58	90
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	73	7.9	0.2
	PUNTO LOCALIZADO EN LA ZONA LACUSTRE (Punto 3)														
	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3	z1	z2	z3
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	-	-	-	-	-	-				-	-	-	-	-	-
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	99.8	99.8	99.8	99.8	99.8	99.80	99.8	99.8	99.8	99.8	99.8	99.8	-	-	-
Nitratos (mg/L)	100	100	100	100	100	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	100	100	100	100	100	100	-	-	-	-	-	-	99.37	44.37	55.8
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.29	0.2	0.2

Tabla 2. Porcentaje de tiempo de cumplimiento de los límites establecido en el Decreto 1594 de 1984 de calidad del agua en diferentes zonas del embalse atendiendo a diferentes usos acuáticos

4.2 Modelado calidad del agua del embalse

Estado trófico del embalse

Dentro del presente trabajo se recoge el diagnóstico del estado trófico del embalse de Ituango. El objetivo principal de dicho análisis es evaluar la capacidad de las aguas embalsadas para generar fitoplancton, ya que su metabolismo y el del resto de organismo que sustenta (zooplancton, bacterioplancton) provocan cambios en la calidad el agua que es preciso conocer para llevar a cabo una correcta gestión.

Existen distintos métodos que permiten evaluar objetivamente el estado trófico de una masa de agua. Uno de ellos es el índice TSI (*Trophic Status Index*) desarrollado por Carlson (1977), que tiene en cuenta la concentración media anual de la profundidad de visión del disco de Secchi (SD, m) y las concentraciones medias anuales superficiales del fósforo total (TP, mg/m³) y la clorofila 'a' (Chl, mg/m³), (véase tabla 3).

Estado trófico	Trophic Status Index (TSI)
Oligotrofia	0-30
Oligo-mesotrofia	30-40
Mesotrofia	40-50
Eutrofia moderada	50-60
Eutrofia	60-70
Eutrofia elevada	70-80
Hipereutrofica	80-100

Tabla 3. Clasificación trófica basada en límites fijos propuesta por la OCDE (1982)

En la figura 43 se muestra la distribución del estado trófico del embalse a lo largo de un perfil. Se pone de manifiesto como al alejarnos de la zona de cola el TSI para la profundidad del disco de Secchi aumenta sustancialmente debido al importante proceso de sedimentación que sufren los sólidos en suspensión al llegar al embalse. Sin embargo, el TSI para el fósforo total se mantiene prácticamente constante a lo largo del espacio, hasta las inmediaciones de la zona lacustre, es decir, el aporte de nutrientes se mantiene, mientras que aumenta la fuente de luz y se reduce la velocidad del flujo, lo que inevitablemente favorece el desarrollo de fitoplancton y el consumo de fosfato.

Es por ello que el índice TSI para el fitoplancton se mueve en el rango de la oligo-mesotrofia y la mesotrofia en la zona riberrina del embalse, aumentando exponencialmente en la zona de transición (eutrofia moderada – eutrofia) y alcanzando su máximo a lo largo de la zona lacustre (eutrofia).

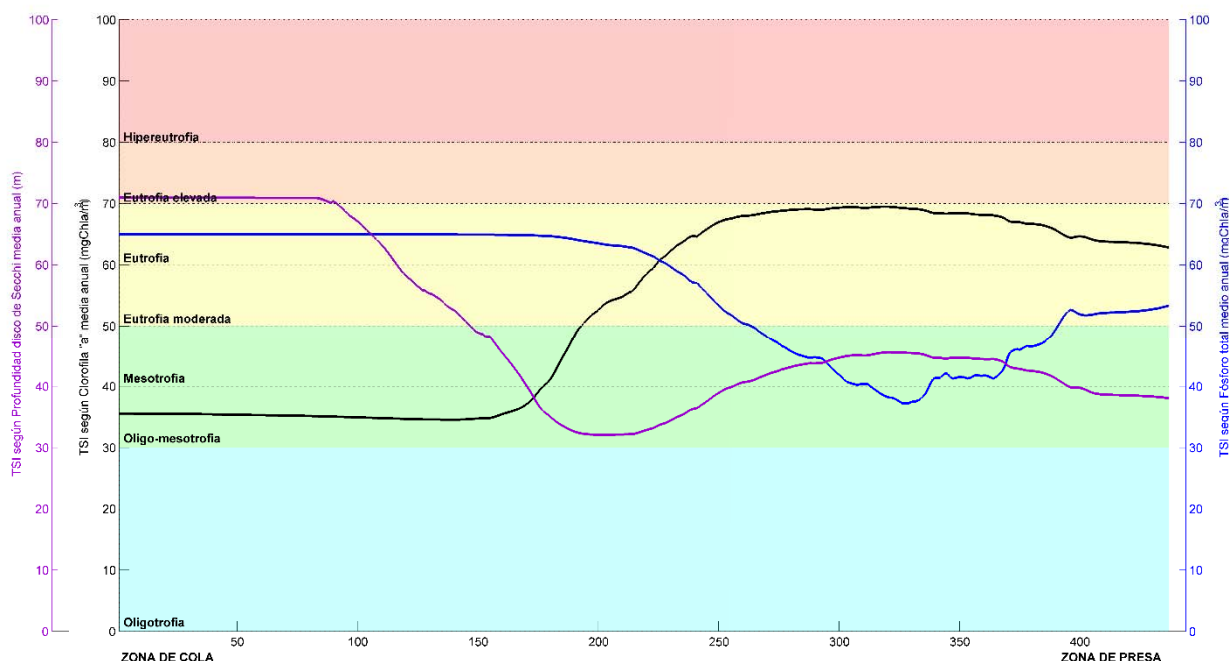


Figura 43. Evolución espacial a lo largo del Embalse de Ituango (desde la zona de cola hasta la zona de presa) del índice ITS para la clorofila "a" (negro), el fósforo total (azul) y la profundidad del disco de Secchi (granate). La gradación de colores del fondo establece los diferentes estados tróficos según el valor del índice ITS (Oligotrofia = azul, Oligo-mesotrofia y Mesotrofia = verde, Eutrofia moderada y Eutrofia = amarillo, Eutrofia elevada = naranja, Hipereutrofia = rojo).

4.3 | Modelado sedimentario del embalse

Todos los embalses tienden a acumular sedimentos, pero la velocidad de colmatación depende de la cantidad de materiales sedimentables que llevan los ríos que los alimentan, del estado de conservación de las cuencas y de la intensidad de las lluvias en la región. En Roldán y Ramírez (2008), se recoge que debido al alto volumen de sedimentos que transportan los ríos colombianos, los diseños de los embalses tropicales normalmente incluyen hasta un 40 % de embalse muerto, o sea, una capacidad extra para garantizar la vida útil del embalse.

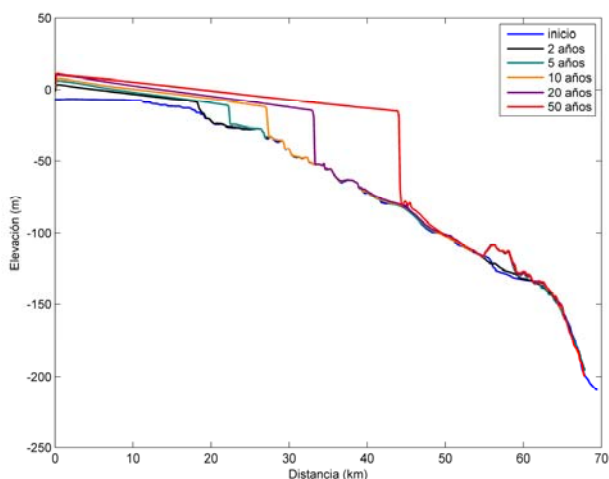


Figura 45. Perfiles de la cuña de sedimento como consecuencia de la existencia de la presa del proyecto hidroeléctrico de Ituango en diferentes escenarios temporales: en la actualidad, a los 2 años, 5 años, 10 años, 20 años y 50 años.

Los resultados obtenidos en la estimación de la cuña de sedimentos por medio del modelo numérico DELFT3D muestran un avance de la cuña de sedimentos de 45 km en 50 años.

Tal como se observa en la figura 46, inicialmente la cuña avanza a unos 9 km por año. A partir del segundo año la tasa de avance se reduce a poco más de un kilómetro por año. Esta tasa disminuye a 1 km por año a partir del quinto año y 0.6km por año a partir del décimo. El embalse muestra una capacidad de retención del transporte de sedimentos del 73%. Las fracciones gruesas quedan retenidas en su totalidad, dejando pasar únicamente el material limoso. Aguas abajo del sitio de presa el trazado del cauce continúa por un cañón estrecho en el que los efectos asociados a la operación del embalse serán mínimos, pues el lecho es predominantemente rocoso. A partir de 55 Km aguas abajo del proyecto se originarán procesos de erosión significativos (hasta 1.5 m). Cabe señalar que la degradación aguas abajo de este punto, viene delimitada por la disponibilidad de sedimento existente en el lecho del río.

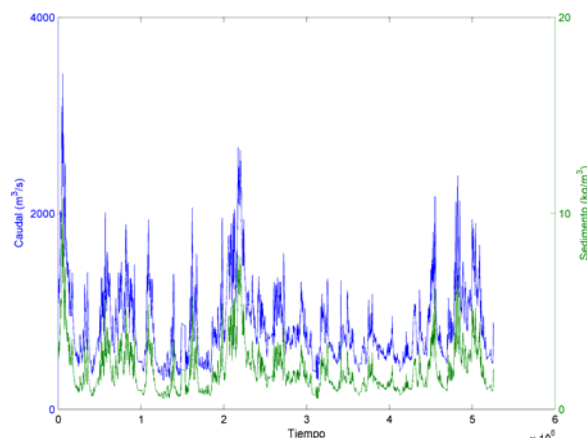


Figura 44. Representación de los caudales sólidos y los caudales líquidos en el río Cauca.

En diferentes estaciones de aforo se ha analizado la carga de sedimentos en suspensión por fracción de tamaño de sedimento. Se ha introducido un total de 6 fracciones que abarcan sedimentos cohesivos y no cohesivos. Para cada una de las fracciones también se elaboraron regresiones potenciales de la forma $Q_s = a \cdot Q_l^b$, donde Q_s es el caudal sólido en toneladas por día (t/día) y Q_l el caudal líquido en metros cúbicos por segundo (m³/s).

En la evolución del frente de la cuña de sedimentos a lo largo del tiempo, se aprecia perfectamente como el avance es más rápido inicialmente, cuando el sistema se encuentra más alejado del equilibrio debido al cambio de condiciones que supone la construcción de la presa.

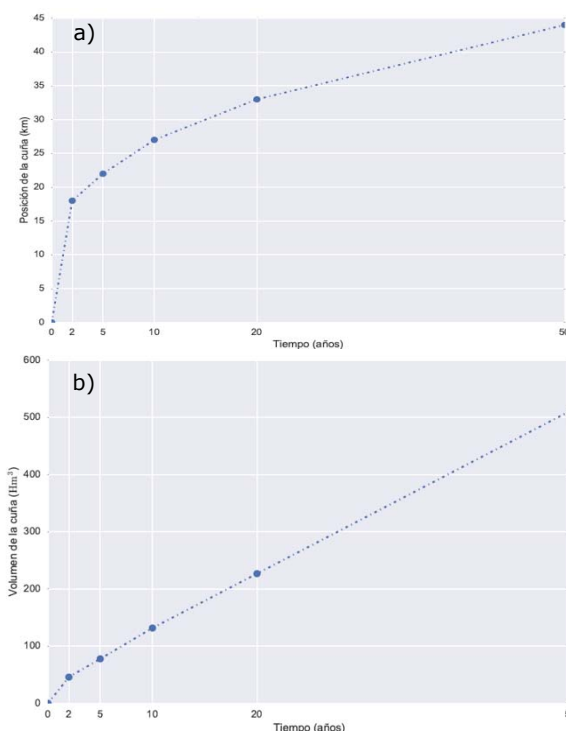


Figura 46. A) Posición de avance de la cuña y b) Volumen en m³ de la cuña de sedimentos.

4.4 | Evaluación de aparición de macrófitas en el embalse

Uno de los aspectos más relevantes es evaluar la proliferación de macrófitos acuáticos en el agua del embalse. Los casos más conocidos de invasión de macrófitos en embalses están asociados a las especies *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua ó **Camalote**) y *Salvinia molesta* (Aldereguía y Nuñez, 1993). Estos crecimientos masivos se han asociado en numerosos estudios con los aportes de nutrientes procedentes de los usos del suelo existentes en las cuencas (Carr et al., 1997).

El análisis de la calidad del agua es fundamental para poder diagnosticar la proliferación de *Eichhornia crassipes* en el embalse. Para evaluar las zonas de óptimo crecimiento se lleva a cabo un **análisis multicriterio** que consta de 3 pasos.



Figura 47. Proliferación de *Eichhornia crassipes* sobre el río Guadiana (España). Fuente: Europa Press.

1. Selección de las variables que condicionan el crecimiento y establecimiento de los umbrales óptimos

- **Temperatura:** Es una especie que puede sobrevivir en un amplio rango de temperaturas, 1°C-40°C. Sin embargo, diversos autores establecen su crecimiento óptimo entre 25-27.5°C (Francois, 1970; Malik, 2007).
- **pH:** El pH óptimo para su crecimiento se encuentra entre 6-8, mientras que valores menores a 3.2 son tóxicos para la planta (Berg, 1961).
- **Nutrientes:** En **ambientes eutróficos** con concentraciones de **nitrógeno** superiores a 1mg/l, las plantas crecerán en altas densidades mientras que, en ambientes con concentraciones más bajas (<0.1mg/l), la velocidad de crecimiento se verá reducida considerablemente (Wilson et al., 2005). En el caso del **fósforo**, los mayores crecimientos se dan con concentraciones superiores a 0.1mg/l (Wilson et al., 2001).
- **Velocidad del flujo:** Una variable importante para poder analizar la distribución de este macrófito flotante es la velocidad del flujo. Con el aumento de la velocidad, disminuye el ritmo de crecimiento de la vegetación (Green, 2005).

2. Ponderación asociado a los criterios

Establecimiento del nivel de importancia de cada criterio. Se asigna un **vector de pesos** $w = \{w_1, w_2, w_3, \dots, w_n\}$ siendo n el número de criterios. En este estudio todos los factores abióticos han sido ponderados con el mismo valor, permitiendo que todas las variables seleccionadas tengan la misma importancia.

3. Zonificación de crecimiento y de acumulación de macrófitos

El cruce de todas las variables nos proporciona la zonificación de las áreas óptimas de crecimiento.

4.4 | Evaluación de aparición de macrófitas en el embalse

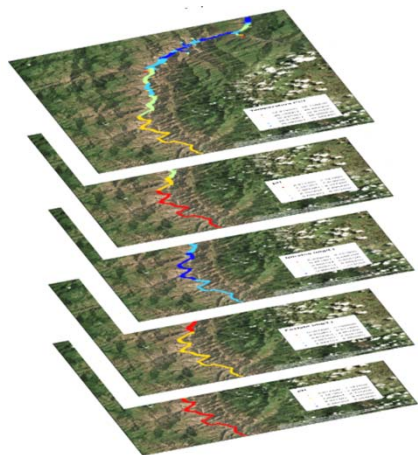


Figura 48. Representación del valor medio anual de las variables involucradas en el crecimiento de la macrófita *Eichhornia crassipes*: a) Fosfatos (mgP/l), b) pH, c) T(°C), d) Nitratos(mgN/l) y e) velocidad (m/s)

Los crecimientos óptimos de *Eichhornia crassipes* se producen bajo las siguientes condiciones: Temperatura (24-27.5°C), pH (6-8), Nitratos (>1mgN/l), Fosfatos >0.1 mgP/l y velocidades < 0.1 m/s)

Las medias anuales para la temperatura en el vaso del embalse oscilan entre 24 y 27°C, el pH entre 6.8 y 9. los nitratos entre 0.2 y 1.1 mgN/l, los fosfatos entre 0.0074 y 6.8 mgP/l y las velocidades del flujo entre 0 y 1.7 m/s.

Estos valores medios anuales muestran una alta disponibilidad de nutrientes y unas condiciones óptimas de temperatura y pH para el crecimiento de la especie.

Existen dos zonas donde la combinación de variables proporciona las condiciones óptimas para que la tasa de crecimiento de *Eichhornia crassipes* sea muy elevada. En la figura 49 se muestra en color rojo todas aquellas áreas donde se produce el cumplimiento de 4 rangos óptimos para su máximo crecimiento, en naranja se muestra el cumplimiento de los rangos para tres de las variables y en color amarillo para dos de ellas.

Aunque existen dos zonas en las que se espera que el crecimiento de *Eichhornia crassipes* sea mucho más rápido, al ser ésta una planta flotante, es posible que se propague fácilmente a lo largo de todo el embalse como consecuencia de las corrientes de agua y el viento.

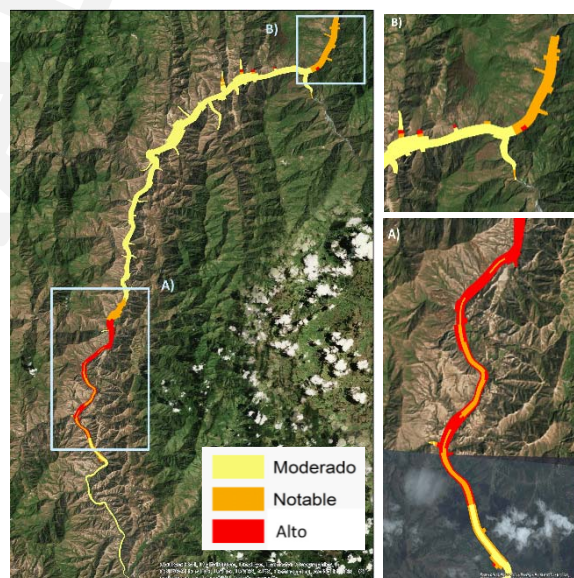


Figura 49. Zonificación de las áreas potenciales de crecimiento de *Eichhornia crassipes*.

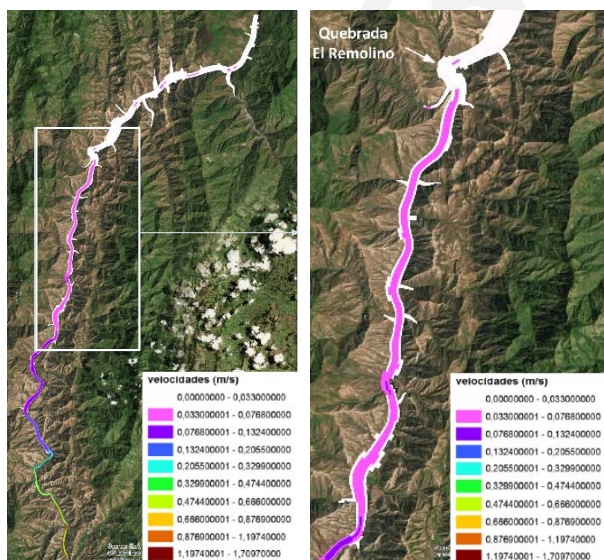


Figura 50. Velocidad media anual en el embalse vaso del futuro embalse de Ituango.

En la figura 50 se muestra la distribución de velocidades medias anuales en el vaso del embalse. El color blanco representa las velocidades mínimas existentes. En la parte central del embalse, se observa como se produce una reducción de la velocidad del flujo en las riberas del espejo del embalse y, de manera generalizada, desde las cercanías de la Quebrada del Remolino hasta las inmediaciones del sitio de presa en toda la sección del embalse, siendo estas zonas propicias para la acumulación de las macrófitas.

Si se produjese la llegada de la semilla del Jacinto de agua al embalse, éste posee las **condiciones óptimas** para que se produzca su **proliferación**. Cabe destacar que cuando las condiciones son adecuadas, esta especie es capaz de duplicar su población en cinco días.

4.5 | Metodología emisiones de GEI en el embalse

El balance de gases se estiman mediante el balance obtenido entre las emisiones netas del **río** y el **terreno** antes de la inundación y las emitidas por el futuro **embalse** después de la inundación.

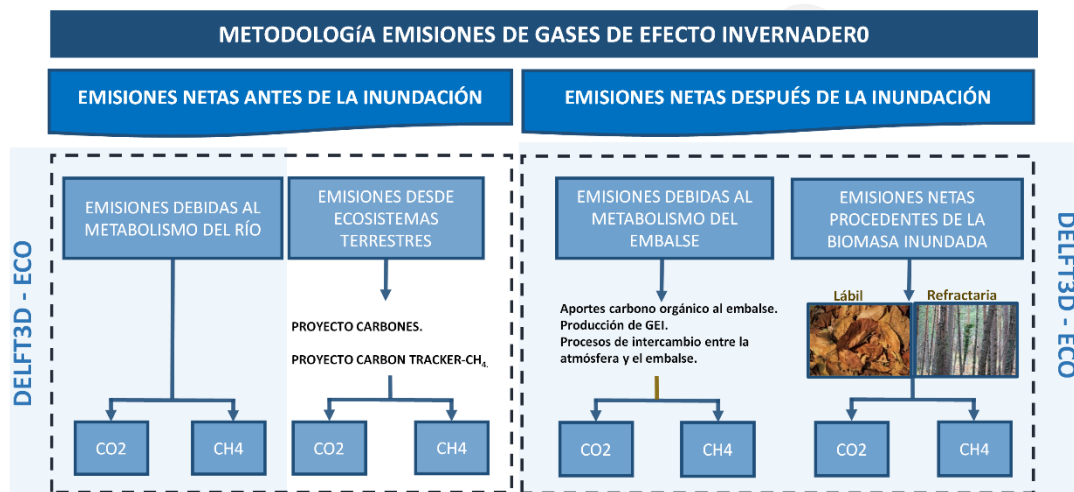


Figura 51. Metodología desarrollada para la estimación de la emisión de gases de efectos invernadero en el futuro PHI.

Emisiones debidas al metabolismo del río:

Las emisiones de CO_2 y CH_4 desde el lecho del río se estiman mediante simulación numérica 1D con el modelo Delft3D-ECO. Las concentraciones de CO_2 en el río Cauca antes de la inundación se calculan utilizando datos de pH, temperatura y alcalinidad total para resolver el sistema carbónico-carbonatos (dadas las bajas conductividades del sistema del Cauca se puede asumir que la salinidad es cero). Para ello se utilizan los datos de monitoreo de la calidad de agua del PHI durante los años 2012, 2013, 2014 y 2015.

No existen datos de concentración de metano en la cuenca del río Cauca, promediando diversos valores encontrados en la bibliografía para ríos tropicales de aguas turbias en Sudamérica (Richey et al. 1988. Sawakuchi et al. 2014), se ha estimado un valor para ríos turbios como el Cauca de $0.05 \mu\text{mol/l}$.

Emisiones debidas a ecosistemas terrestres:

Tal como se recoge en las Directrices del IPCC, el primer paso es obtener el cambio promedio anual de biomasa aérea (Gw) para cada tipo de vegetación en $\text{t ha}^{-1} \text{ año}$ en la zona de estudio. A continuación, este resultado se ajustará temporalmente utilizando los datos del proyecto CARBONES, que ofrecen datos a baja resolución espacial pero alta resolución temporal. En el caso del metano (CH_4) no se han encontrado ecuaciones que permitan el cálculo teórico, por lo que se realizará una estimación menos precisa utilizando los datos del proyecto Carbon Tracker- CH_4 de características análogas al proyecto CARBONES.

Emisiones debidas al embalse:

Las emisiones de CO_2 y CH_4 desde el lecho del río se estimarán mediante simulación numérica 3D con el modelo Delft3D-ECO. El modelo Delft3D-ECO dispone de un módulo específico para especificar las características de la biomasa (refractaria y lábil) que va a ser inundada como consecuencia del llenado del embalse (tipo, volumen, composición, tasas de descomposición).

El balance pone de manifiesto, que en relación con su superficie, el río actualmente está emitiendo a la atmósfera más CO_2 ($3500 \text{ mgC/m}^2\cdot\text{d}$) que el que se espera que emita el futuro embalse ($1065 \text{ mgC/m}^2\cdot\text{d}$). Sin embargo, la superficie del embalse es 4 veces la del río y la cobertura vegetal existente en la actualidad actúa de sumidero de carbono.

El **balance final neto** es negativo, incrementándose las emisiones medias anuales en **2650 TonC/año**.

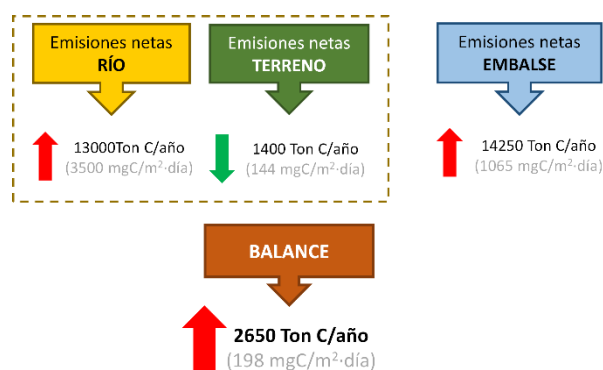


Figura 52. Balance neto de emisiones de GEI si se elimina el 100% de la vegetación existente en la cubeta del embalse. Las flechas rojas indican emisiones hacia la atmósfera, mientras que en verde se muestra la captura de carbono.

CONCLUSIONES GENERALES

- Se trata de un embalse de tipo dimíctico en el que las aguas se mezclan completamente dos veces al año, **primavera y otoño** dicha mezcla favorece la oxigenación y autodepuración del conjunto del embalse.
- En las épocas de verano e invierno, además de una estratificación térmica, existe una estratificación química en la que también se distinguen claramente dos periodos de mezcla que permiten oxigenar el hipolimnion y dos periodos de estratificación en los que la concentración de oxígeno alcanza valores de anoxia. En este sentido cabe mencionar que, durante periodos prolongados de estratificación, los valores de oxígeno son bajos en las zonas más profundas del embalse aunque se elimine el 100% de la vegetación susceptible de ser inundada.
- La producción de CO₂ es mayor cuanto más vegetación inicial hay en la **cubeta** del embalse pero, es importante mencionar que, las entradas de materia orgánica a través del Cauca y sus afluentes también tienen un impacto sobre los procesos de descomposición muy importante. El impacto de dichos afluentes se observa incluso en el escenario con remoción total.
- Los valores más altos de nitratos se registran en la época seca. Las concentraciones registradas han estado siempre por debajo de las normas de calidad independientemente del uso, siendo dicha norma igual a 10 mg/L.
- Los aportes externos de fosfatos al embalse condicionan completamente la disponibilidad de este nutriente en el embalse siendo en muchas ocasiones una carga elevada que facilitará el crecimiento del fitoplancton y la oportunidad para que se desarrollen bancos de macrófitas.
- La calidad del embalse es significativamente inferior durante el primer año de vida del embalse, sobre todo durante los 3 primeros meses de vida del embalse. Este hecho es consecuencia de la confluencia de dos aspectos: una época de estratificación y un aumento de las concentraciones de materia orgánica en el embalse, asociadas a la descomposición de la biomasa (bajo diferentes escenarios de remoción). Esta disminución en la calidad del agua es más significativa en la inmediaciones de la zona de presa donde se localiza la mayor concentración de biomasa asociada a cobertura boscosa.
- Con base en su estado trófico, el embalse de Ituango tenderá a la eutrofia sobre todo en las proximidades de la presa, es decir, en la zona lacustre.



CONCLUSIONES GENERALES

- En el análisis realizado de los porcentajes de tiempo que se produce el cumplimiento del Decreto 1594 de 1984 para los diferentes usos analizados (consumo, recreativo y preservación flora y fauna), se concluye: **La calidad del agua en el Embalse de Ituango va a estar condicionada por la calidad del agua de los aportes procedentes del Río Cauca y sus afluentes.**
 - ✓ Para el uso de consumo (tratamiento convencional y desinfección): Los nitratos y amonio cumplen la norma el 100% del tiempo. Los coliformes (fecales y totales) presentan mayores porcentajes de cumplimiento a medida que nos desplazamos desde la cola del embalse hacia sitio de presa, presentando los menores valores en la cola del embalse, condicionado por los aportes procedentes del río Cauca. En la zona de transición, se cumple como mínimo el 78% de tiempo y, en las inmediaciones del sitio de presa, se produce cumplimiento más del 96.2% del tiempo. Esta gradación longitudinal es consecuencia del decaimiento natural que poseen los coliformes.
 - ✓ Para el uso recreativo (contacto primario y secundario): Se analiza también la variable de coliformes (fecales y totales), presentando un comportamiento similar al detectado para el uso de consumo.
 - ✓ Para el uso de preservación de la flora y fauna: Se analizan el amonio y el oxígeno disuelto. En el caso del amonio, cerca de la cola del embalse se produce un incumplimiento de la norma pero, a medida que nos desplazamos hacia zona de presa, se mejoran las condiciones, produciéndose el cumplimiento de la norma más del 75% del tiempo en la zona de transición y del 95% del tiempo en la zona de presa. Esta mejora en los tiempos de cumplimiento es consecuencia de los procesos de dilución y de la transformación de ese amonio en nitratos. El oxígeno disuelto presenta una variabilidad importante en los porcentajes de cumplimiento de la norma, siendo lo menores porcentajes registrados los de las capas más profundas y las inmediaciones de sitio de presa.
 - ✓ Finalmente los nitratos cumplen la norma el 100% del tiempo con los umbrales establecidos para todos los usos.
- El embalse muestra una capacidad de retención del transporte de sedimentos del 73%. Las fracciones gruesas quedan retenidas en su totalidad, dejando pasar únicamente el material limoso. El avance de la cuña de sedimentos es de 45 km después de 50 años.
- El embalse posee las condiciones abióticas óptimas para que se produzca la proliferación de macrófitos en sus aguas. Las zonas de acumulación serán las zonas de ribera donde se produce una disminución de la velocidad del flujo y el área localizada desde el cerro de El Remolino hasta sitio de presa.
- El balance final neto de GEI muestran un incremento las emisiones medias anuales en **2650 TonC/año.**

4 | Modelado aguas abajo

La creación del futuro embalse tendrá, a su vez, repercusión en la **hidrodinámica** y la **físico-química** del agua localizada **aguas abajo** del sitio de presa, condicionada, además, por las reglas de operación del embalse. Es por ello que todos estos cambios deben de ser evaluados para la identificación de posibles impactos que pueda producir el futuro PHI.

En la figura 52 se muestra la delimitación de las zonas donde se evalúa la afección del futuro PHI. En la figura también se muestran los puntos donde se evalúa el cumplimiento de las normas de calidad.

En el presente trabajo también se evalúa el impacto de las reglas de operación sobre varios **sistemas cenagosos** localizados a más de 150 km del sitio de presa. Por otro lado, con el objetivo de prevenir sucesos como los acontecidos en la represa de Yacyretá en agosto de 1994, donde se detectó mortandad de peces en el río Paraná asociada a la enfermedad de las burbujas, se evalúa la vulnerabilidad del PHI a causar la **enfermedad de las burbujas de gas** en las **especies ícticas**.

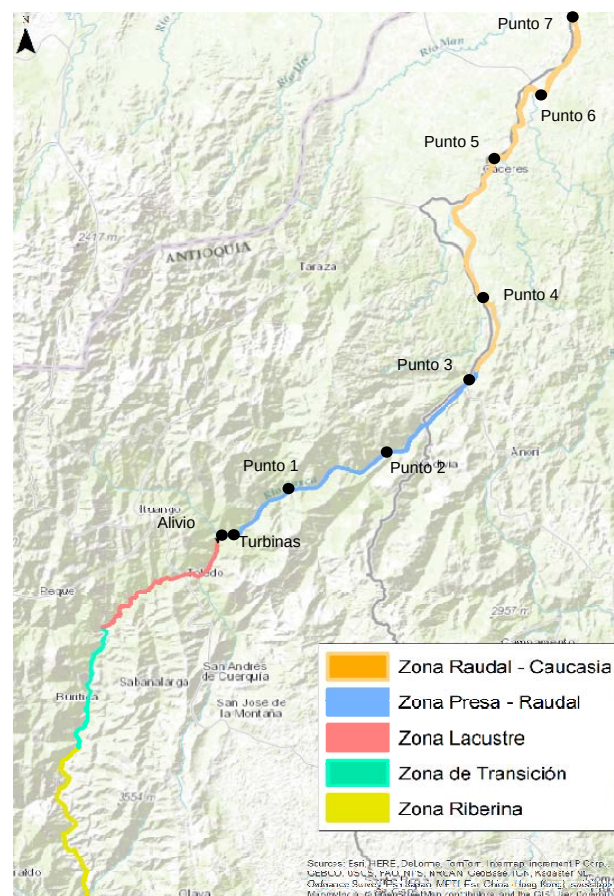
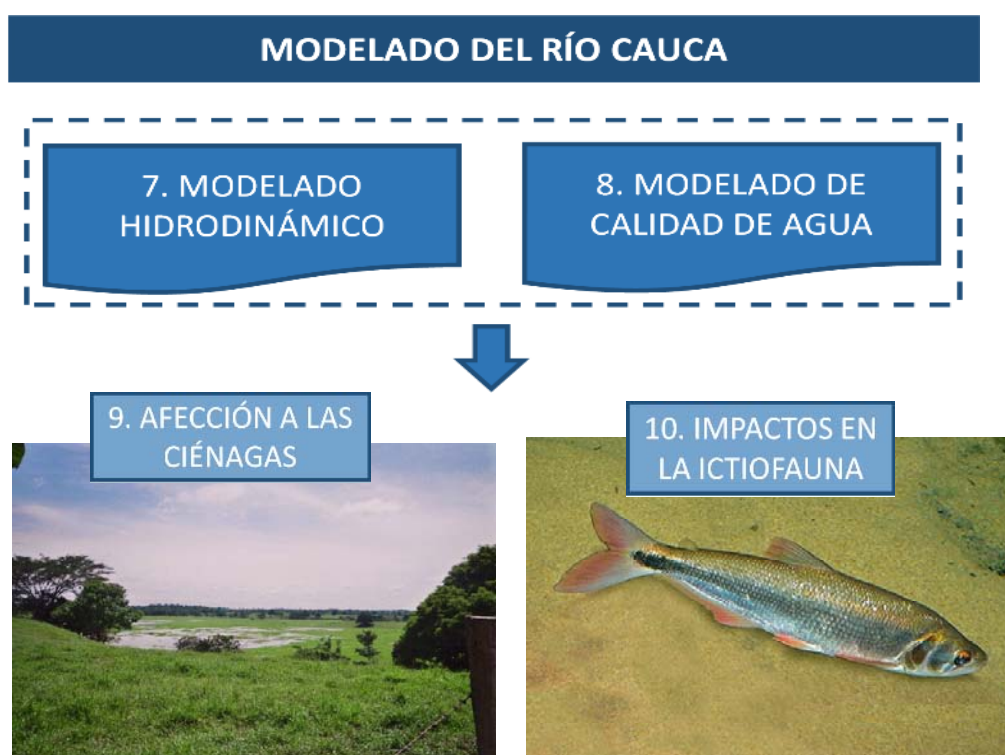


Figura 53. Zonificación de las zonas donde se evalúa hidrodinámicamente y la calidad del agua.



4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

Evaluando los caudales propios de la cuenca se observa la bimodalidad existente en el clima colombiano. Los alivios en el embalse estarán condicionados por las épocas lluviosas: **Abril-Mayo y Octubre–Noviembre**.

El estudio de las zonas localizadas aguas abajo del la localización del sitio de presa estará condicionado por las reglas de operación que regularán el funcionamiento del embalse. En la figura 54 se muestra la serie de caudal del río Cauca, el caudal máximo turbinable (1350 m³/s) y el caudal aliviado en épocas de crecida.

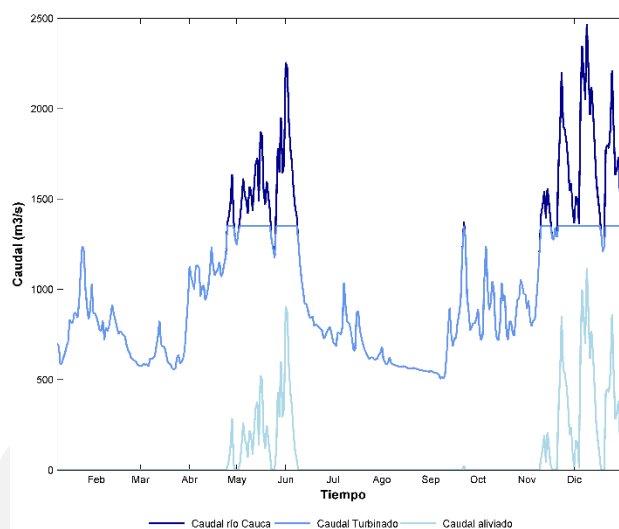


Figura 54. Representación de las reglas de operación en un año hidrológico medio.

Temperatura

En la figura 55 se muestra la evolución temporal de la temperatura en dos zonas localizadas aguas abajo. La zona denominada (Presa-Raudal) y otra adyacente dirección aguas abajo (Raudal-Caucasia). La temperatura media en ambas es homogénea, oscilando entre 25.5 y 25.8 °C.

Independientemente de la zona estudiada, el patrón estacional (épocas secas- húmedas) quedan perfectamente reflejado a lo largo del tiempo. Como puede observarse, la zona Raudal-Caucasia es la que presenta un mayor rango de variabilidad entre las temperaturas máximas y mínimas, oscilando los valores entre 28.2 y 23.99°C, respectivamente.

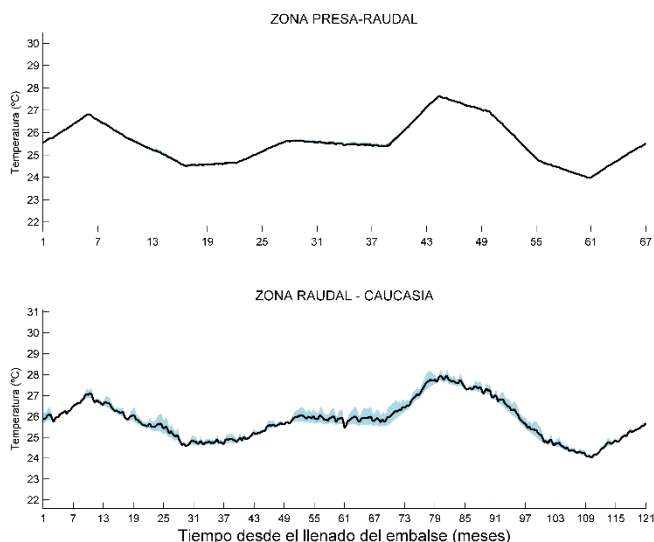


Figura 55. Variabilidad temporal de la temperatura en las diferentes zonas localizadas aguas abajo

Velocidad del flujo

En la figura 56 se muestra la evolución temporal de velocidad media promediada de las dos zonas. Como puede observarse, las velocidades medias en la zona Presa-Raudal es de 2.4 m/s, esta zona se caracteriza porque la sección del río se encuentra encañonada como consecuencia de la orografía del terreno. En la zona Raudal-Caucasia es de 1.08 m/s, mostrando la disminución de la magnitud de la velocidad a medida que avanzamos a lo largo del eje del río.

Tal como se observa en la figura, la zona que presenta una mayor variabilidad entre los registros de velocidades máximas y mínimas es la zona Presa-Raudal. El registro de las máximas velocidades está asociado a los máximos caudales.

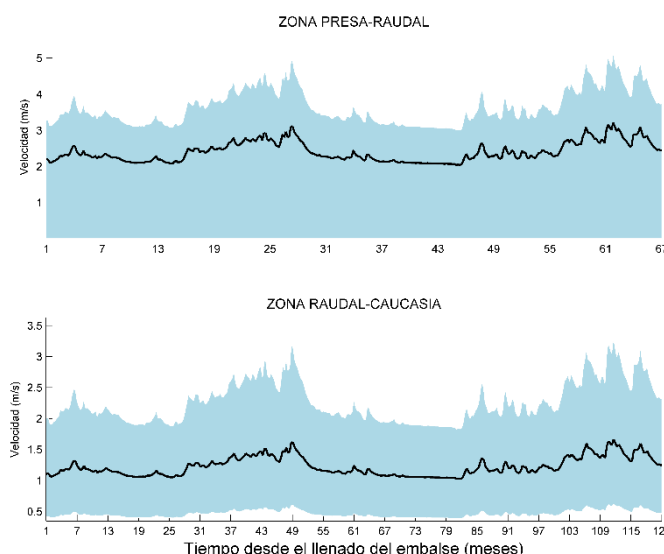


Figura 56. Variabilidad temporal de la velocidad en las diferentes zonas localizadas aguas abajo

4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

Oxígeno disuelto

En la figura 57 se muestra la distribución de la concentración de oxígeno disuelto agregada en las 2 zonas delimitadas aguas abajo de la presa. La concentración media de oxígeno en la zona Presa-Raudales es de 2.9 mg/l mientras que, en la zona Raudal-Caucasia, es de 5.8 mg/l. La baja concentración registrada en la zona Presa-Raudales viene condicionada por la baja concentración de oxígeno disuelto del agua que sale a través de las turbinas del embalse.

Como puede observarse, el rango de valores registrados en la zona Presa-Raudal es mucho mayor que en la zona Raudal-Caucasia, con máximos de 10.9 mg/l y 9.15 mg/l, respectivamente.

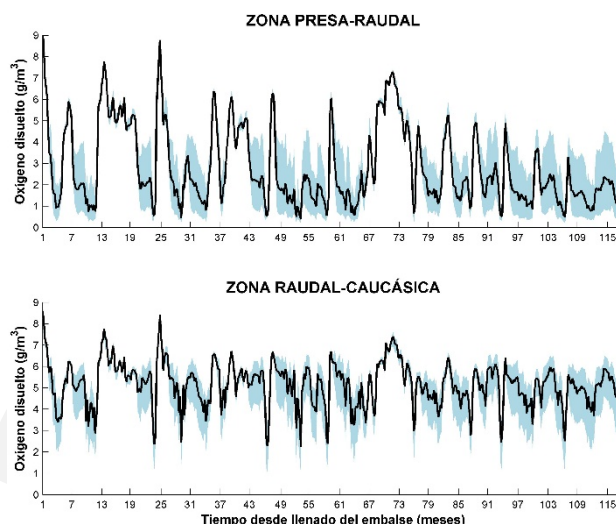


Figura 57. Variabilidad temporal del oxígeno disuelto en las diferentes zonas localizadas aguas abajo

Amonio

En la figura 58 se muestra la distribución del amonio para las 2 zonas delimitadas. La concentración media de amonio registrada en la zona Presa-Raudal es casi nula debido al agua turbinada. Dicha agua presenta concentraciones muy bajas de amonio como consecuencia de los procesos de desnitrificación que se producen en las capas profundas del embalse cerca de las turbinas. En la zona de Raudal-Caucasia tiene lugar un incremento de la concentración media debido a los aportes de la cuenca.

La variabilidad existente en la concentración de amonio en la zona de Raudal-Caucasia oscila entre 0 y 0.026 mg/l.

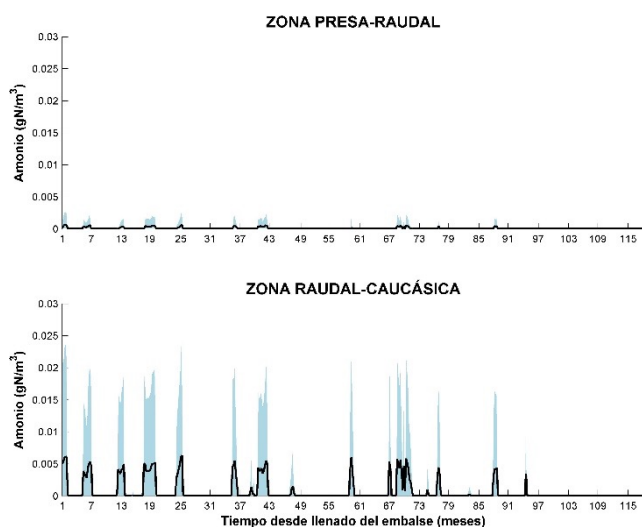


Figura 58. Variabilidad temporal del amonio en las diferentes zonas localizadas aguas abajo

Coliformes Totales

En la figura 59 se muestra la distribución de los coliformes totales en las 2 zonas de estudio. La concentración media de coliformes en la zona Presa-Raudal es de $6.8 \cdot 10^7$ NMP/m³ mientras que en la zona de Raudal-Caucasia es de $1.037 \cdot 10^8$ NMP/m³. Como puede observarse, se produce un aumento de un orden de magnitud a medida que nos desplazamos aguas abajo debido a fenómenos de contaminación puntual. Además, se observa un patrón estacional asociado a las épocas húmedas (a más caudal, más concentración de coliformes).

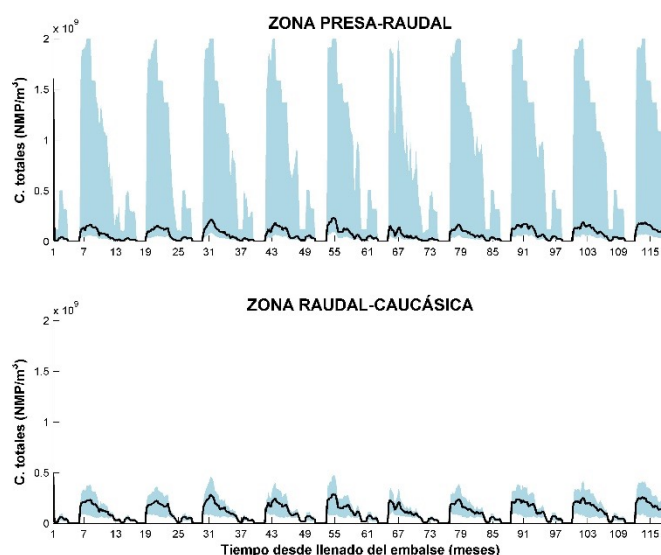


Figura 59. Variabilidad temporal de los coliformes totales en las diferentes zonas localizadas aguas abajo

4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

CUMPLIMIENTO DEL DECRETO 1594 DE 1984

Para el uso de preservación de flora y fauna, los valores registrados aguas abajo del sitio de presa Cauca para amonio permiten el cumplimiento de los límites establecidos en el Decreto 1594 de 1984 el 100% del tiempo. Para el oxígeno disuelto se observa que, en el punto de alivio, se cumple la norma el 100% del tiempo. Para los puntos de vertido de las turbinas, los porcentajes de tiempos son menores como consecuencia del turbinado del agua. Posteriormente, los valores de porcentaje de tiempo de cumplimiento de la norma van incrementándose a lo largo del río Cauca.

Para los usos recreativos (contacto primario y secundario), se obtienen bajos porcentajes de tiempo en el cumplimiento de la norma para lo límites establecidos tanto de coliformes fecales como totales debido a los aportes introducidos por el río Ituango y el resto de afluentes.

Para los usos de consumo, se produce un cumplimiento de la norma el 100% del tiempo para amonio y nitratos. Al igual que sucedía con los usos recreativos, el porcentaje de coliformes totales y fecales presenta bajos valores de cumplimiento como consecuencia de los aportes procedentes de las cuencas vertientes al río Cauca.

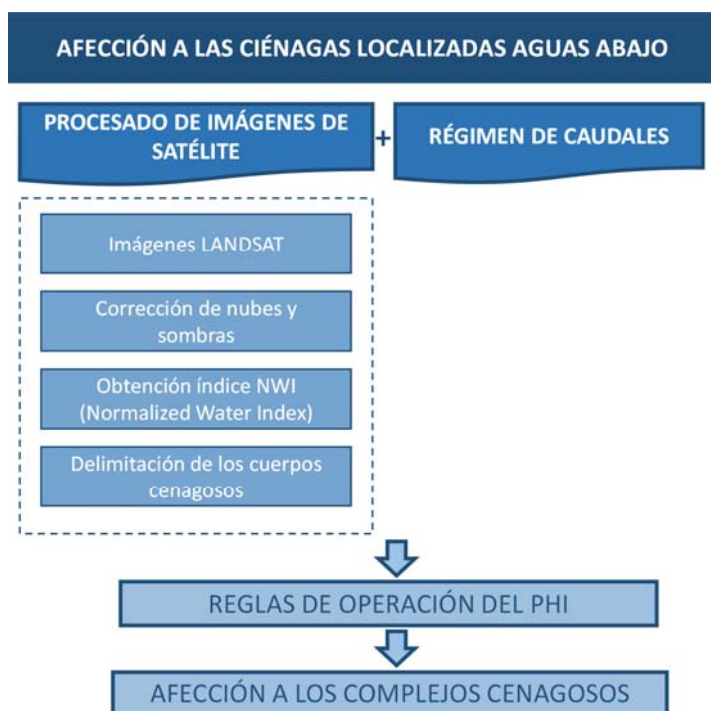
Variables	USOS								
	Consumo (Tratamiento convencional)								
	Alivio	Turbina	Punto1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5	Pto 6	Pto 7
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	82.7	100	100	100	100	100	100	100	100
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	50.96	100	100	89.42	73.08	70.19	68.27	75	100
Nitratos (mg/L)	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Consumo (desinfección)								
	Alivio	Turbina	Punto1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5	Pto 6	Pto 7
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	17.31	79.81	23.08	18.27	15.38	15.38	15.38	15.38	23.08
Nitratos (mg/L)	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Recreativo (contacto primario)								
	Alivio	Turbina	Punto1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5	Pto 6	Pto 7
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	11.54	69.2308	7.692	3.84	3.84	3.84	1.92	3.84	7.69
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	17.31	79.81	23.08	18.27	15.38	15.38	15.38	15.38	23.08
Nitratos (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Recreativo (contacto secundario)								
	Alivio	Turbina	Punto1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5	Pto 6	Pto 7
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	27.89	100	53.84	48.08	38.46	28.84	25.96	34.61	54.8
Nitratos (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oxígeno disuelto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Preservación flora y fauna								
	Alivio	Turbina	Punto1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5	Pto 6	Pto 7
Coliformes fecales NMP (microorganismos/m3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coliformes totales NMP (microorganismos/m3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitratos (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrógeno amoniacal(mg/L)	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Oxígeno disuelto (mg/L)	100	57.69	65.38	70.19	75.96	82.69	97.12	99.04	99.04

Tabla 4. Porcentaje de tiempo de cumplimiento de los límites establecido en el Decreto 1594 de 1984 de calidad del agua en diferentes zonas aguas abajo del sitio de presa atendiendo a diferentes usos acuáticos

4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

El siguiente esquema presenta los criterios contemplados en la toma de decisiones para la selección del modelo numérico (toda la información de dicho proceso se recoge en la Actividad 12: “Implementación de un modelo de calidad de agua en el Proyecto Hidroeléctrico de Ituango”).

Dentro del análisis del estudio de afección aguas abajo del futuro PHI se incluye el potencial impacto que puede ocasionar el régimen de caudales asociados a las reglas de operación previstas sobre diferentes complejos cenagosos (9 complejos) aguas abajo del embalse, cerca de la población de Caucasia: Río Man, Cataca, La Ilusión, La Estrella, la Palanca, El Aguacate, El Palomar, Margento y Hoyo Grande.



Para alcanzar dicho objetivo se presenta la siguiente metodología:

1. El primer paso es poder calcular el área anegadas de cada complejo cenagoso. Para la delimitación de los cuerpos de agua se han procesado una serie temporal de imágenes de satélites (LANDSAT). Para la detección de los cuerpos de agua se calcula el Normalized Water Index (NWI).
2. El segundo paso es poder correlacionar el área anegada con el pulso hidrológico natural de cada uno de los sistemas, mediante el régimen de caudales registrado en las estaciones de aforo.
3. La correlación obtenida permitirá poder evaluar la afección a los complejos cenagosos bajo las nuevas condiciones hidrológicas, definidas por las reglas de operación del Proyecto Hidroeléctrico de Ituango.

Figura 60. Metodología para la evaluación de la influencia de las variaciones del caudal del río Cauca sobre los distintos complejos cenagosos.

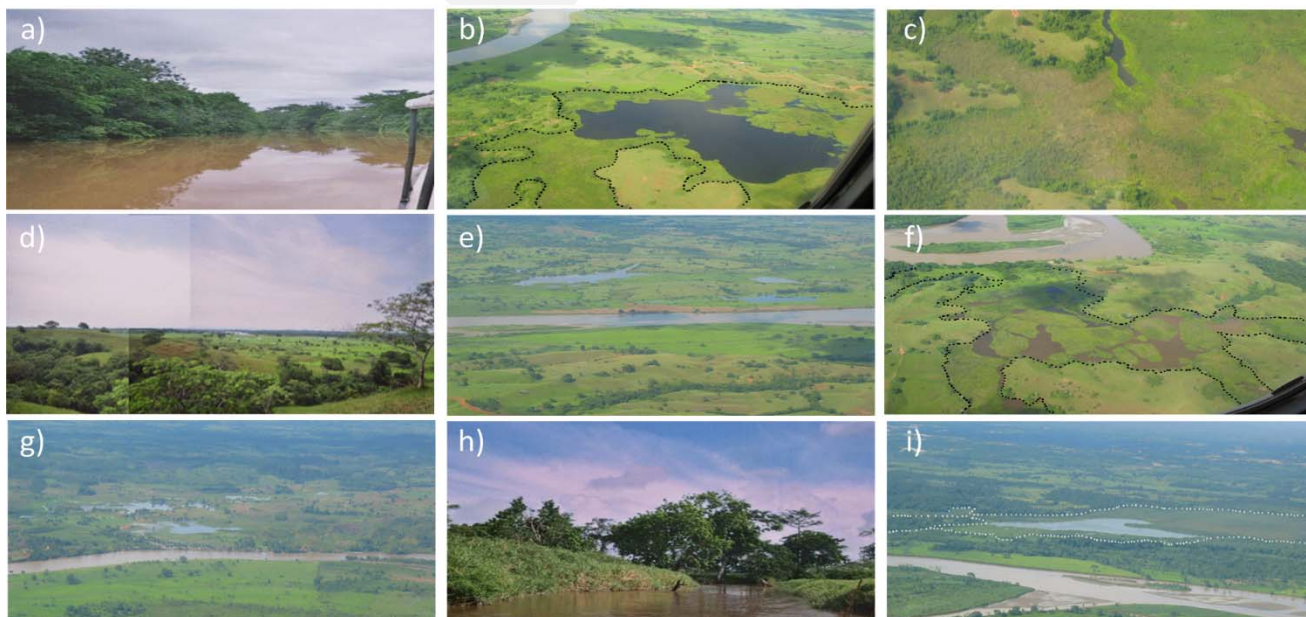


Figura 61. a) Río Man, b) Cataca, c) La Ilusión, d) La Estrella, e) La Palanca, f) El Aguacate, g) El Palomar, h) Margento y i) Hoyo Grande. Fuente fotografías: Estudio de restricciones ambientales. ERA. Hidroeléctrica pescadero - Ituango. (Integral S.A)

4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

En la figura 62 se muestran la delimitación de las ciénagas en diferentes fechas. Se observa como la delimitación de las ciénagas presenta una gran variabilidad condicionada por los pulsos hidrológicos en la parte baja del río Cauca. En la tabla 5 se muestra el área obtenida para los diferentes complejos cenagosos.

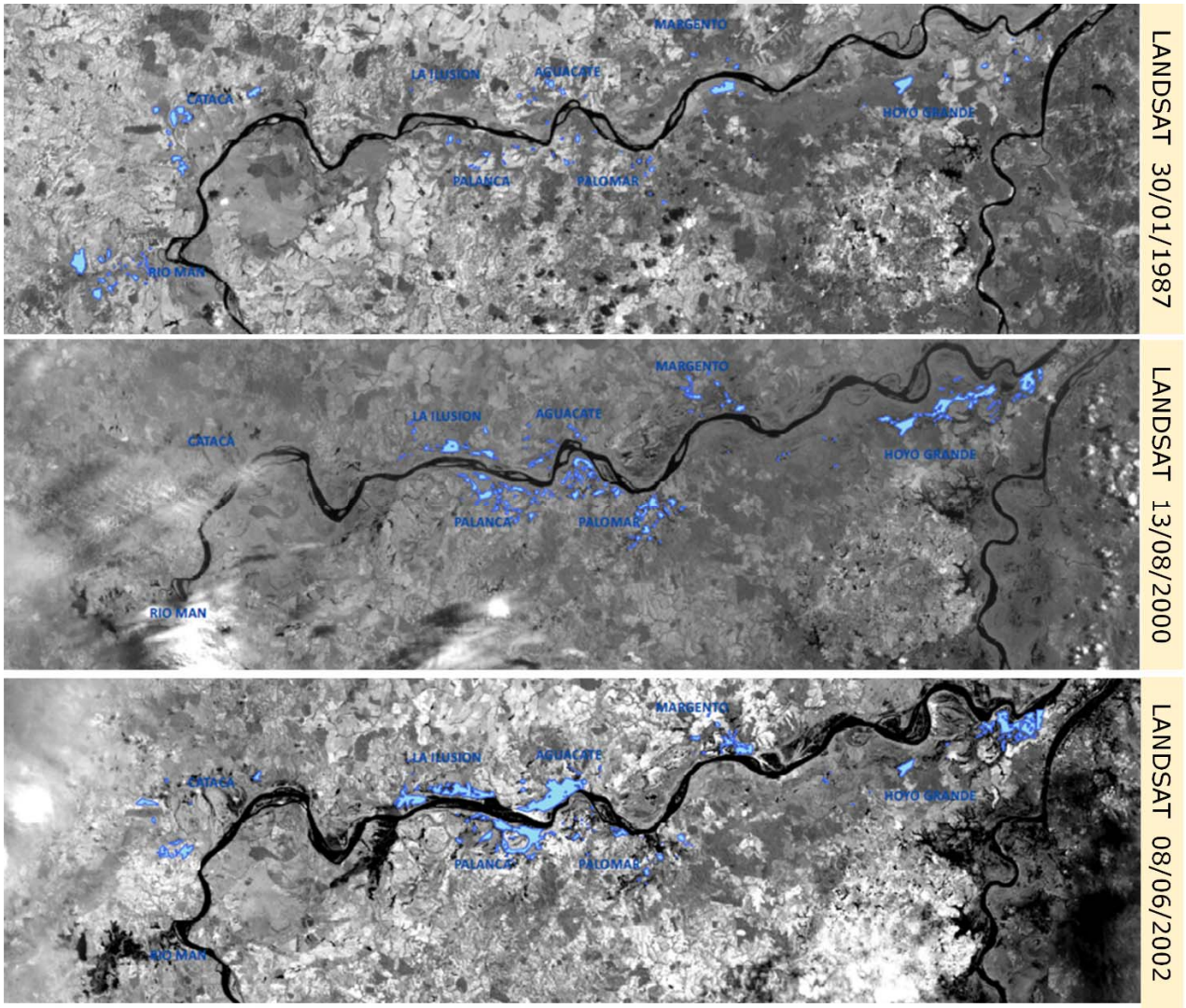


Figura 62. Delimitación de los complejos cenagosos en tres fechas: a) Enero del año 1987. b) Agosto del año 2000 y c) Junio del año 2002

ÁREA ANEGADA EN LAS CIÉNAGAS (Ha)								
Fecha LANDSAT	RIO MAN	CATACA	LA ILUSION	LA PALANCA	AGUACATE	PALOMAR	MARGENTO	HOYO GRANDE
07/08/1986							8.52	50.14
30/01/1987	125.89	105.93	1.46	35.35	23.26	10.60	8.04	120.97
24/11/1988			288.26	613.08	60.94	130.39		1280.79
20/07/1991		132.06	36.68	129.06	8.64	18.02	18.47	53.11
18/07/1991	586.58	61.36	161.22	642.17	130.89	128.24	87.21	696.13
05/04/1999	245.79	25.63	221.19	378.19	150.55	43.15	50.90	274.26
23/05/1999	271.39	90.88	228.83	510.99	179.50	48.43	62.97	666.53
13/08/2000			86.76	216.96	28.01	84.57	47.94	266.60
21/08/2000	210.80	73.17	73.92	226.52	43.57	138.04	35.73	310.70
08/06/2002		94.95	180.25	234.42	240.19	26.90	74.07	216.31
01/12/2002	159.96	77.61	21.70	147.63	31.24	477.39	27.31	53.17
03/02/2003		86.43	31.34	93.07	12.80	29.61	59.73	54.23
15/08/2007							130.38	198.65

Tabla 5. Área en hectáreas de los diferentes complejos cenagosos analizando diferentes imágenes de LANDSAT.

4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

Una vez obtenida las áreas de los diferentes complejos cenagosos de las imágenes de satélite, se ha realizado un ajuste del área de la ciénagas (A) en función del caudal medio de los 10 días anteriores establecido en la estación de aforo (Q). Los mejores coeficientes de correlación se establecen con ajustes de tipo logarítmico.

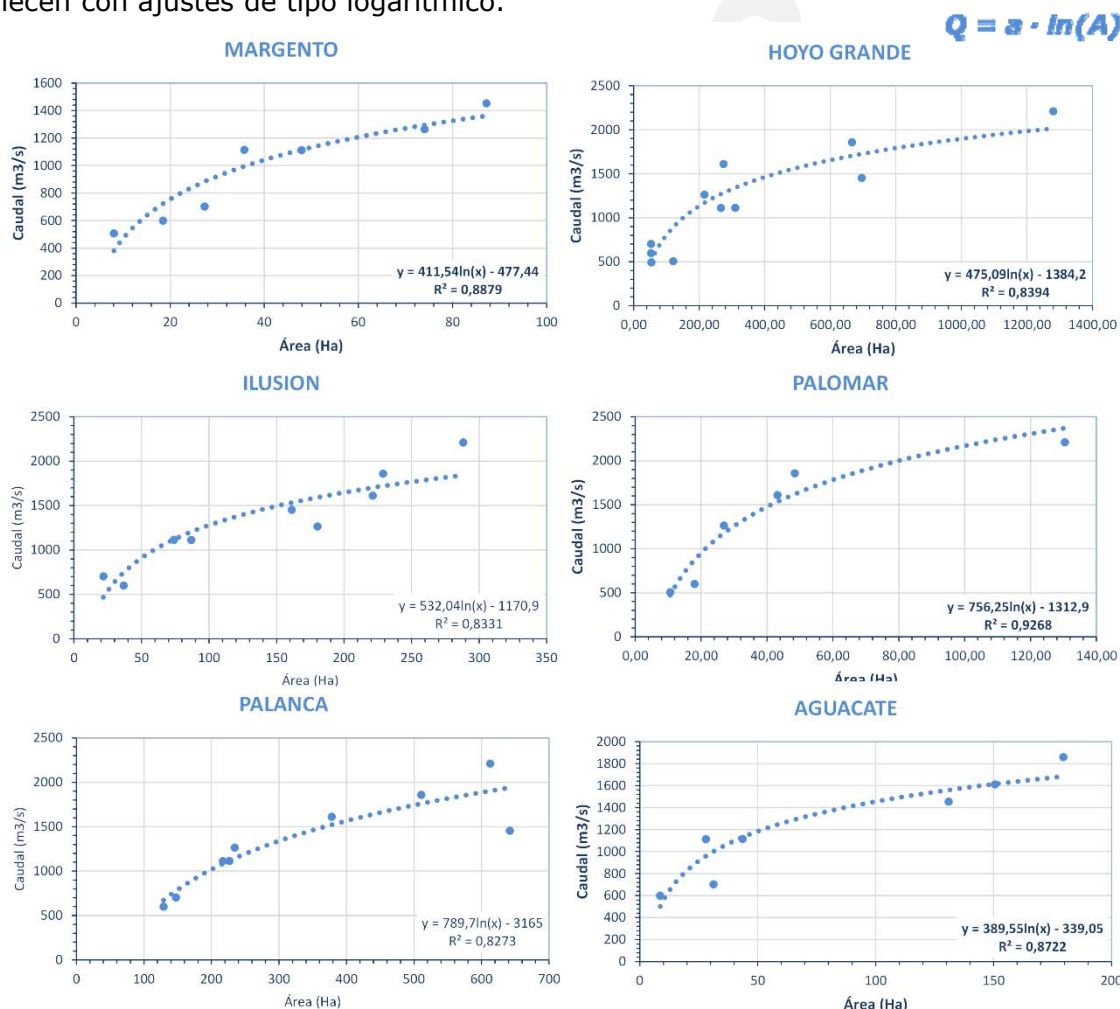


Figura 63. Correlación entre el área (Ha) de cada complejo cenagoso y el caudal asociado al río Cauca (m³/s)

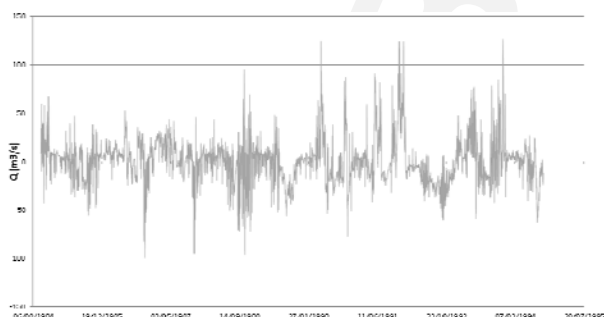


Figura 64. Variación del caudal (m³/s) en el régimen de explotación y el régimen natural

Posteriormente se analiza como afectará el nuevo régimen hídrico a los complejos cenagosos. Como se puede observar en la siguiente imagen, la variación de caudal nunca llega a superar el 12% del total por lo que el conjunto de caudal turbinado y caudal aliviado es muy similar al caudal natural extraído del aforo de Pescadero. La media de las variaciones se mantiene en un valor de 1.96%.

Se puede concluir que las reglas de operación asociadas al PHI, apenas modifican el régimen de caudales aguas abajo del sitio de presa. Sin embargo, el embalse retendrá una carga importante de sedimentos, lo que podría causar un proceso de degradación del lecho aguas abajo de la presa. Tal como se recoge en el estudio de restricciones ambientales respecto a aporte de sedimentos desde el río Cauca hacia las ciénagas, es factible que se reduzca la carga de finos, lo que implicará una reducción de la transferencia de estos materiales hacia las ciénagas (conectividad directa por desbordamiento) en eventos con intervalo de recurrencia multianual.

4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

En Agosto de 1994 fue detectada una mortandad de peces en el río Paraná aguas abajo de la represa de Yacyretá. Dichas mortandad se debió a la enfermedad de las burbujas ("gas bubble disease"). Esta enfermedad se ha vinculado a la sobresaturación de gases (SG) en el agua (Domitrovic et al., 1994).

Las principales causas que pueden generar una sobresaturación en el agua y que pueden estar relacionadas con el funcionamiento de un proyecto hidroeléctrico son básicamente 3 (Weitkamp & Katz, 1980):

1. Agua que contiene gas que fue disuelto bajo unas condiciones de presión más altas que la atmosférica.
2. Agua que contiene gas que fue disuelto a una temperatura más baja que la temperatura ambiente.
3. Dos cuerpos de agua saturados al equilibrio pero con diferentes temperaturas que se mezclan.



La primera de estas causas debe ser evaluada en el Proyecto Hidroeléctrico Ituango porque el agua aliviada de esta presa tiene una caída de casi 150m desde el final del canal abierto de desagüe al pozo de aquietamiento. Esta configuración puede presentar la probabilidad de que se produzca sobresaturación de gases en el pozo de aquietamiento, ya que la profundidad de este pozo puede provocar que los gases una vez disueltos en condiciones de sobresaturación no se liberen fácilmente y se transporten disueltos aguas abajo.

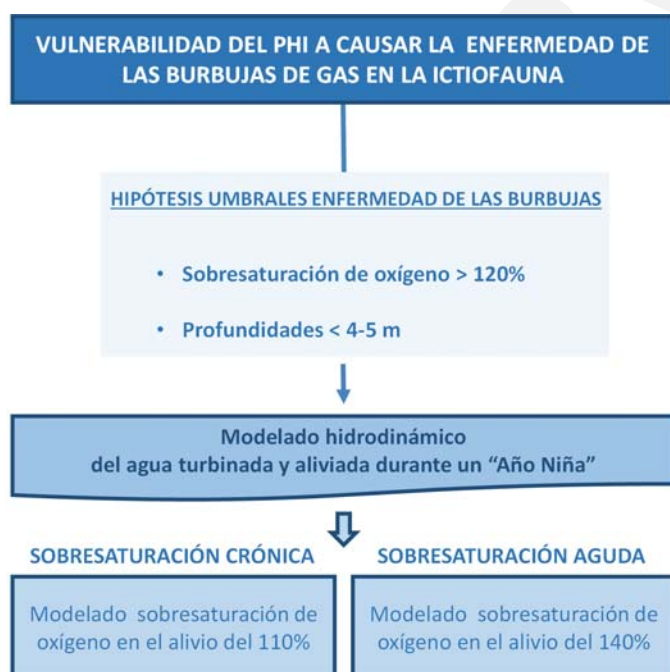


Figura 65. Metodología para el estudio de la vulnerabilidad del proyecto hidroeléctrico Ituango a causar la enfermedad de las burbujas de gas en peces.

Los valores de SG más perjudiciales para la fauna piscícola se sitúan por encima del 120%. En este caso, exposiciones por encima de 120% de SG con tiempos de exposición por encima de los 10-15 días desencadenan fenómenos de mortandad importantes (Weitkamp & Katz, 1980). Sin embargo, por cada metro de profundidad de agua los peces pueden compensar, por un fenómeno de presión hidrostática que mantiene los gases en disolución, un aumento del 10% de SG. Por lo tanto, la presencia de profundidades de más de 4-5 metros en el cauce del río aguas abajo de la presa de Ituango puede disminuir enormemente la vulnerabilidad de estos organismos a presentar dicha enfermedad.

Sin embargo hay que tener en cuenta que no todas las especies ni todos los estadíos de las especies presentan la misma vulnerabilidad a un valor dado de sobresaturación y a una exposición determinada.

Valores por encima de **120 %** de **sobresaturación** de gases con tiempos de exposición de entre **10-15 días** pueden producir mortandades de cierta entidad aguas abajo del PHI si las **profundidades** no llegan a los **4-5 m**.

4 | Modelado Situación Futura. Río aguas abajo

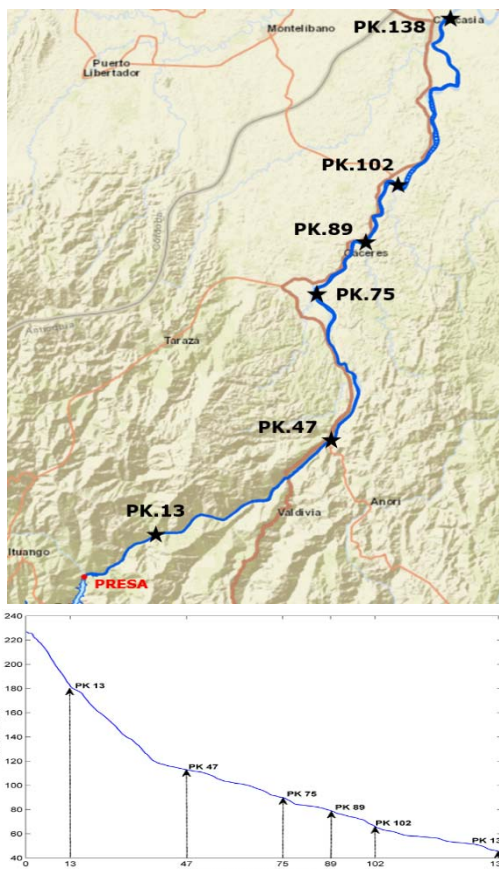


Figura 66. Perfil longitudinal y planta del tramo fluvial aguas abajo del sitio de presa indicando los seis puntos de control seleccionados (PK 13. 47. 75. 89. 102. 138).

1. En primer lugar se calcula la hidrodinámica fluvial correspondiente a un año con condiciones de caudal elevadas para que se registren eventos de alivio (un año donde se haya registrado el fenómeno de La Niña).
2. En segundo lugar, se modela la calidad del agua en el tramo fluvial aguas abajo del sitio de presa en los dos escenarios de cálculo planteados, es decir, considerando una sobresaturación del 110% en el alivio ("crónica") y de 140% ("aguda").
3. Finalmente, se analiza la potencial afección del PHI Ituango en el tramo fluvial sobre la fauna piscícola aguas abajo del sitio de presa a partir de los criterios de calidad definidos en la metodología. Para ello, en la figura 66 se presenta el perfil longitudinal y planta del tramo fluvial aguas abajo del sitio de presa, considerado para el estudio de vulnerabilidad, indicando los seis puntos de control seleccionados para el análisis de la enfermedad de las burbujas (Puntos Kilométricos: PK 13. 47. 75. 89. 102. 138 aguas abajo del sitio de presa).

La figura 67 muestra la evolución temporal del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (línea negra continua) y de la profundidad total (línea azul continua) durante el año Niña 1988 teniendo en cuenta una sobresaturación de oxígeno disuelto para el alivio de 110 % (**escenario con sobresaturación crónica**) en PK 13. 47. 75. 89. 102 y 138.

Con base en los resultados obtenidos, se detecta en la figura 67 que la enfermedad en peces podría aparecer en el entorno del **PK 102** tras un alivio mayor de 1000 m³/s aproximadamente ya que en estas condiciones se incumplen simultáneamente los condicionantes especificados (oxígeno disuelto por encima del 120% de saturación y profundidades menores a 4 m). Véase cuadrado de color rojo en la figura.

En el escenario simulado con 140% de saturación (**escenario con sobresaturación aguda**), se obtienen resultados similares, siendo su incumplimiento en el mismo PK más acusado ya que el porcentaje de saturación es mayor en este escenario.

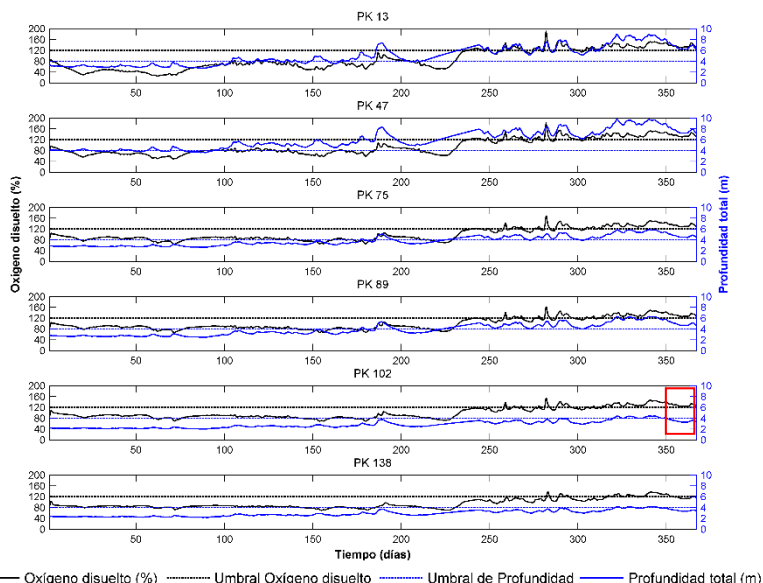


Figura 67. Evolución temporal del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (línea negra continua) y de la profundidad total (línea azul continua) durante el año Niña 1988 considerando una sobresaturación crónica (110 %) del alivio en 6 puntos a lo largo del tramo fluvial (PK 13. 47. 75. 89. 102. 138). Además, se indica el máximo admisible para el porcentaje de saturación de 120 (línea negra discontinua) y el mínimo admisible para la profundidad total de 4 metros (línea azul discontinua).

MARCO General

5 | MICROZONACIÓN DEL RIESGO POR INESTABILIDAD DE TALUDES

La presa Ituango prevé la elevación de la lámina de agua del río Cauca varias decenas de metros lo que provocará la inundación de las laderas adyacentes. Este cambio en las condiciones provocará la desaparición de la masa vegetal existente eliminando así parte del soporte natural que ésta ejerce al suelo sobre el que se asiente.

Las fuertes pendientes junto con la pérdida de resistencias que se producirá en las laderas anegadas plantean la necesidad de analizar, desde un punto de vista de planificación, la estabilidad de las mismas ante el nuevo escenario.

El análisis de la potencial inestabilidad de las laderas en el vaso del embalse debe ser analizada, ya que los deslizamientos de taludes suponen un gran coste para la sociedad; no sólo de tipo económico ya que puede paralizar, inutilizar e incluso colapsar infraestructuras, sino también en vidas humanas.

Es por ello que se presenta la siguiente metodología par poder evaluar dicho riesgo.

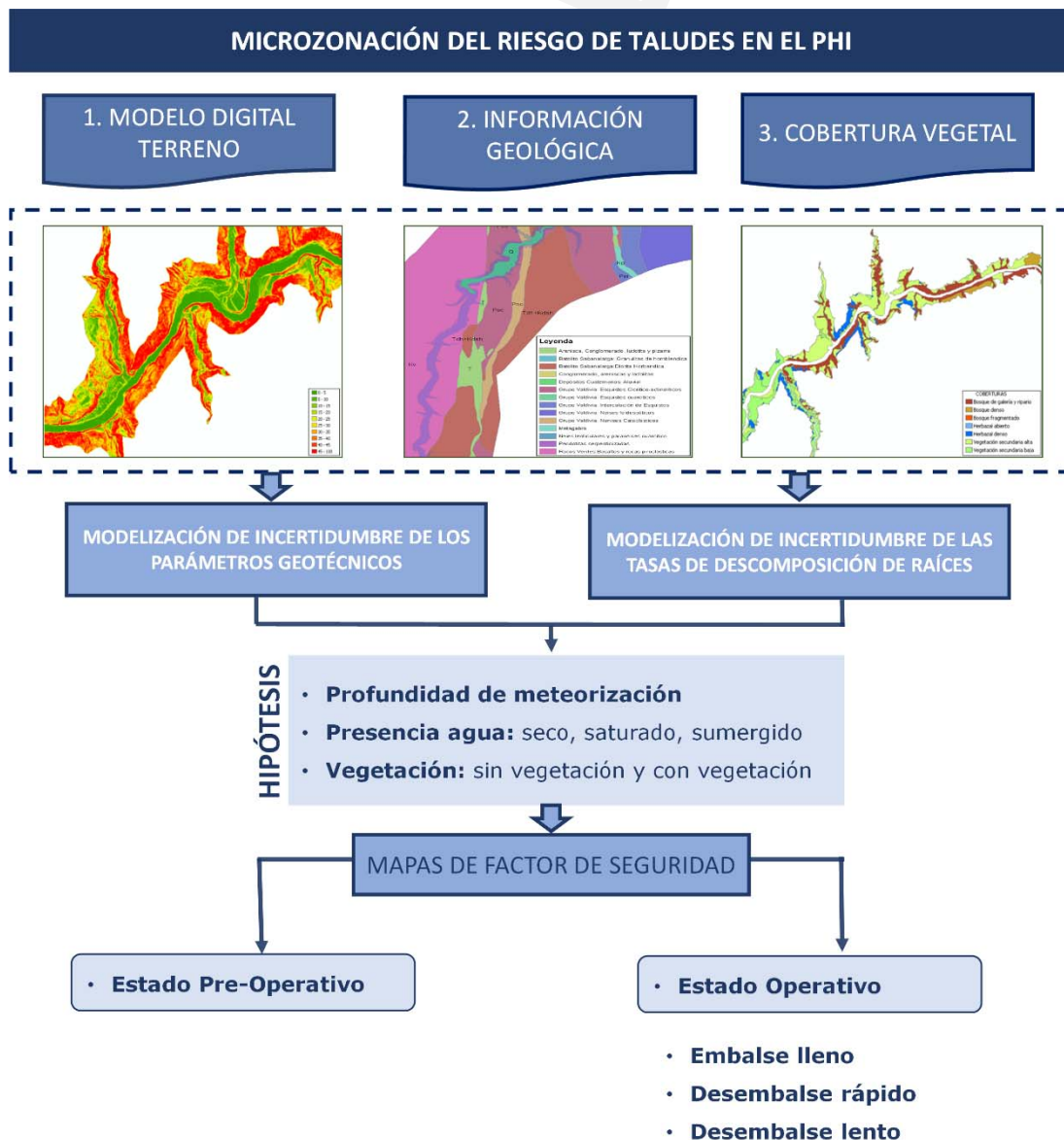


Figura 68. Metodología para el estudio de la zonación del riesgo por inestabilidad de taludes como consecuencia de la remoción de la vegetación.

MARCO General

5 | MICROZONACIÓN DEL RIESGO POR INESTABILIDAD DE TALUDES

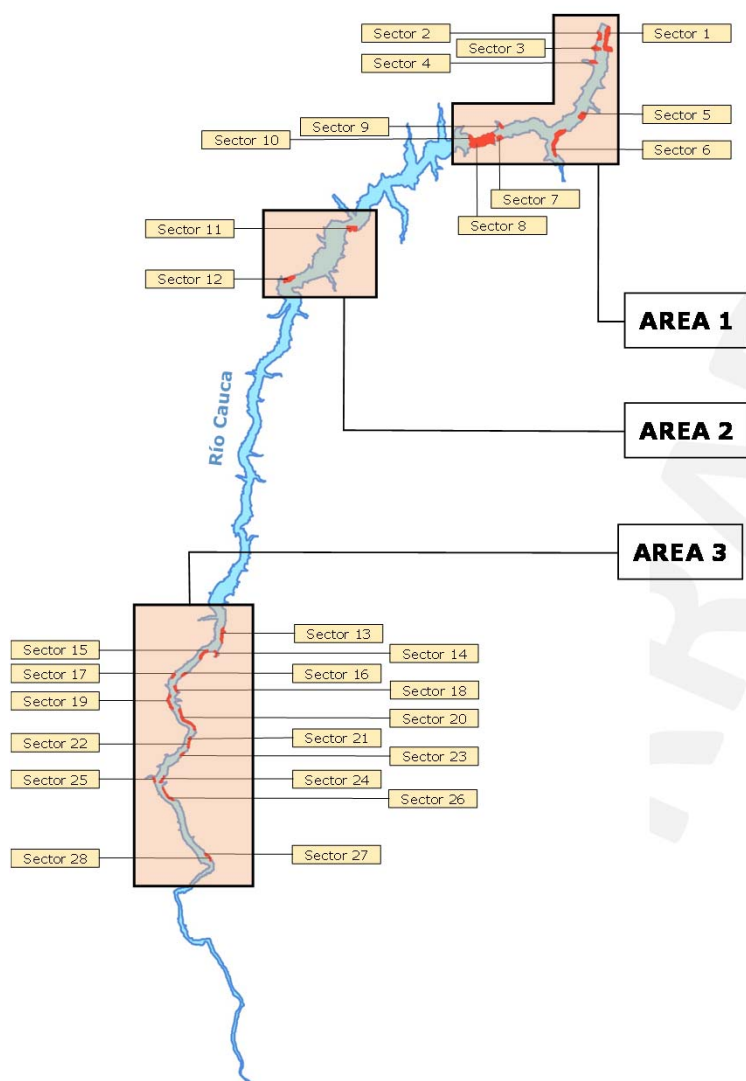


Figura 69. Localización de los sectores que presentan inestabilidad de los taludes.

Se han analizado los resultados conforme a **4 posibles estados** en los que se puede encontrar la zona de estudio y que se indican a continuación:

1. Estado Pre-operativo. Corresponde al estado actual previo al llenado del embalse. En esta situación se han estudiado las laderas bajo la hipótesis de **talud seco con presencia de vegetación**.

2. Estado Operativo: Embalse Lleno. Corresponde al estado de embalse operativo **completamente sumergido** y **sin presencia de vegetación**.

3. Estado Operativo: Desembalse rápido. Corresponde al estado de embalse operativo, **sin presencia de vegetación** cuando se ve sometido a una situación de desembalse rápido. En esta situación, se asume que el terreno no ha sido capaz de disipar las presiones intersticiales del agua debido a que el drenaje del terreno se produce más lentamente que el descenso del nivel (**talud saturado**).

4. Estado Operativo: Desembalse Lento. Corresponde al estado de embalse operativo, **sin presencia de vegetación**, cuando se ve sometido a una situación de desembalse lento. En esta situación, se asume que el terreno es capaz de disipar las presiones intersticiales del agua debido a que el drenaje del terreno se produce instantáneamente acorde con el descenso del nivel del agua. A efectos teóricos equivale al caso de **talud seco** debido a que el agua no produce alteraciones de presión.

Del procesado de la información disponible y aplicada la metodología anteriormente expuesta, se identifican **28 sectores potencialmente inestables** (véase figura 69). Se han considerado como potencialmente inestables todos aquellos sitios que cumplen los siguientes 2 requisitos:

1. El **factor de seguridad** tras la eliminación de la vegetación es **inferior a 1.2**
2. Todas aquellas áreas que cumpliendo la condición 1 son susceptibles de **prolongar la inestabilidad por encima de la cota de inundación**.

A continuación se muestra los resultados en 3 de los sectores identificados como inestables y considerando los 4 estados en los que se puede encontrar el embalse.

MARCO General

5 | MICROZONACIÓN DEL RIESGO POR INESTABILIDAD DE TALUDES

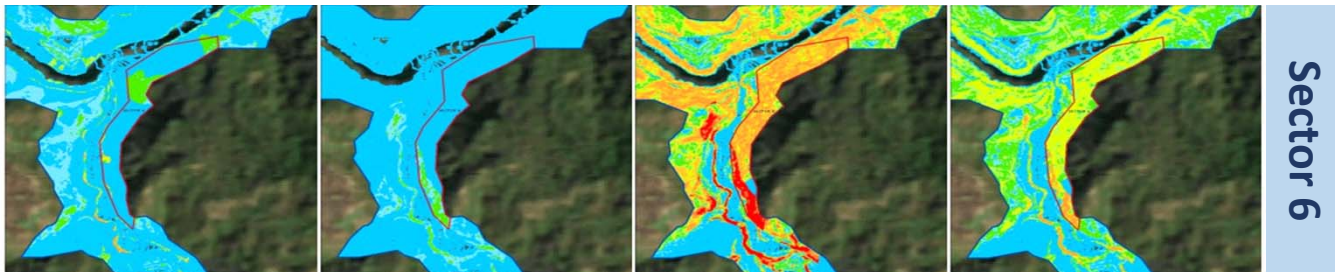


Figura 70. Mapas de factor de seguridad (FS) del sector 6. a) Estado Pre-operativo, b) Estado Operativo: Embalse Lleno, c) Estado operativo: desembalse rápido, d) Estado operativo: Desembalse Lento

En el **estado pre-operativo**, el factor de seguridad (FS) es superior a 2.5 en prácticamente la totalidad del sector estudiado excepto en dos subsectores situados en el norte y en la zona central del mismo donde el FS está comprendido entre 1.5 y 2.0. En el **estado operativo (embalse lleno)**, el FS es superior a 2.5 en todo el sector salvo en la zona sur del mismo donde el FS está comprendido entre 1.5 y 2. El **estado operativo (desembalse rápido)**, responde a la situación más crítica. La zona norte y centro presentan valores de FS entre 1.1 y 1.3 para la zona sur, que se corresponde con el material aluvial, el FS de seguridad es inferior a 1. En el **estado operativo (desembalse lento)**, se produce un descenso significativo del FS debido a la litología y la eliminación de la vegetación. Los FS globales se sitúan entre 1.1 y 1.3 en la zona sur del sector y entre 1.3 y 1.5 en el resto.

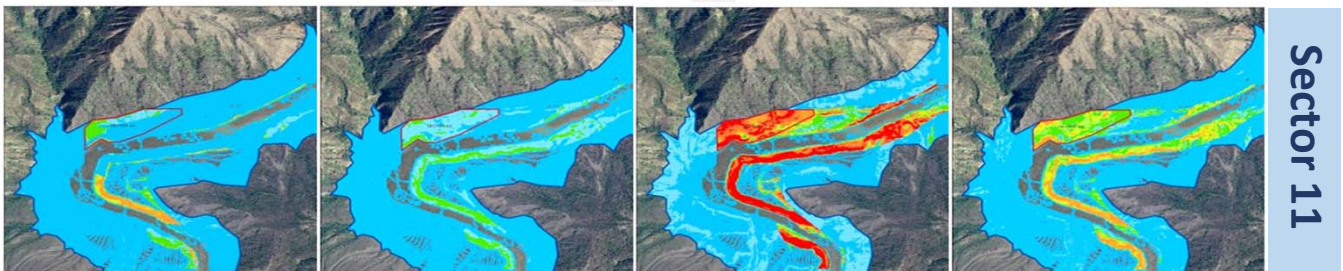


Figura 71. Mapas de factor de seguridad (FS) del sector 11. a) Estado Pre-operativo, b) Estado Operativo: Embalse Lleno, c) Estado operativo: desembalse rápido, d) Estado operativo: Desembalse Lento

En el **estado pre-operativo**, no se detectan zonas inestables. El factor de seguridad está comprendido entre 1.5 y 2.0. En el **estado operativo (embalse lleno)**, el FS es superior a 2.5 en todo el sector. El **estado operativo (desembalse rápido)**, nuevamente responde a la situación más crítica. La práctica totalidad del sector ve reducido el FS al intervalo 1.1 – 1.3 si bien, en la zona más próxima al cauce actual (base del talud), el FS se reduce a valores inferiores a 1.1. En el **estado operativo (desembalse lento)**, se produce un descenso significativo del FS debido la eliminación de la vegetación. Los FS globales se sitúan entre 1.3 y 1.5 en casi todo el sector.

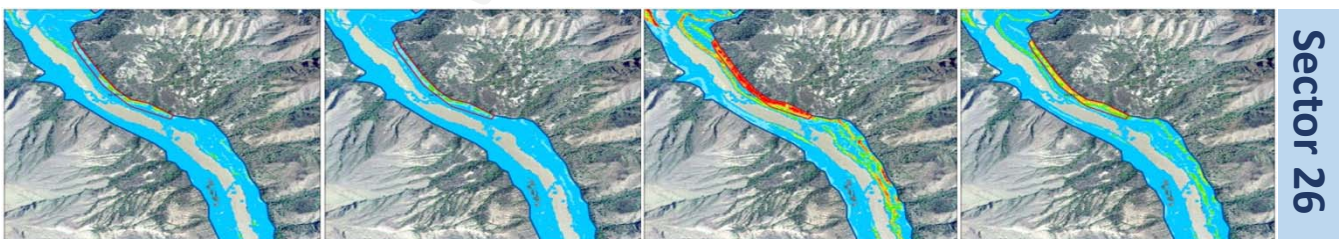


Figura 72. Mapas de factor de seguridad (FS) del sector 26. a) Estado Pre-operativo, b) Estado Operativo: Embalse Lleno, c) Estado operativo: desembalse rápido, d) Estado operativo: Desembalse Lento

En el **estado pre-operativo**, no se detectan zonas inestables y el factor de seguridad es superior a 1.5. En el **estado operativo (embalse lleno)**, el FS es superior a 1.5. pero inferior a 2.5 que es lo habitual en todo el embalse para esta hipótesis. El **estado operativo (desembalse rápido)**, se corresponde a la situación más crítica con FS inferiores a 1.0. En el **estado operativo (desembalse lento)**, se produce un descenso significativo del FS debido la eliminación de la vegetación donde los FS globales se sitúan entre 1.2 y 1.5 en casi todo el sector.

CONCLUSIONES GENERALES. Río Aguas abajo

- El comportamiento hidrodinámico del río Cauca aguas abajo del sitio de presa no se ve influenciado por las reglas de operación establecidas en el futuro PHI.
- La calidad del agua en el río Cauca aguas abajo del sitio de presa va a estar condicionada por la calidad del agua que presenta el embalse en el sitio de presa y de sus afluentes localizados aguas abajo.
 - ✓ Para los usos de consumo, se observa que se produce un cumplimiento de la norma el 100% del tiempo para amonio y nitratos.
 - ✓ Para los usos de consumo (tratamiento convencional y desinfección) y para los usos recreativos el porcentaje de los coliformes (totales y fecales), se presentan bajos porcentajes de tiempo de cumplimiento del Decreto 1594 de 1984 como consecuencia de los aportes procedentes del río Ituango y otros afluentes.
 - ✓ Para el uso de preservación de flora y fauna, en las inmediaciones de las zonas de suelta del agua procedente de la turbina, se presenta un porcentaje de cumplimiento del 58% del tiempo. El porcentaje de cumplimiento se aumenta por encima del 70% en localizaciones situadas a 12 km del sitio de presa.
- Independientemente del escenario de remoción planteado, el análisis de calidad del agua aguas abajo del sitio de presa apenas refleja cambios significativos en las variables analizadas.
- Las reglas de operación asociadas al PHI no modifica el régimen de caudales aguas abajo del sitio de presa significativamente. Sin embargo, el embalse retendrá una carga importante de sedimentos, lo que podría causar un proceso de degradación del lecho aguas abajo de la presa
- Con base en los resultados obtenidos, se detecta que la enfermedad de las burbujas en peces podría aparecer en el entorno a 102 km aguas abajo tras producirse alivios mayores de 1000 m³/s. En este punto kilométrico se registra una concentración de saturación por encima del 120% y profundidades reducidas, insuficientes para permitir la compensación a las especies ícticas.
- Se identifican 28 sectores que presentan riesgo de deslizamiento si se produce la remoción de la vegetación existente. Se han analizado 4 estados en los que puede encontrarse el embalse, siendo el estado del embalse sin vegetación y sometido a unas condiciones de desembalse rápido las que presentan mayores valores para el factor de seguridad analizado (más inestabilidad).

REFERENCIAS

- Aldereguia H, J y Nuñez J.J 1993. Estudio Sobre la Distribución y Ecología de Macrófitos Acuáticos en el Embalse De Guri. INTERCIENCIA 18(1): 77-82. URL: <http://www.interciencia.org.ve>.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., y Mayer Pelicice, F. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatorios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá.501p.
- Berg, A (1961). Role ecologique des eaux de la Cuvette Congolaise sur la Croissance de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*). Mem. Acad. Royale des Sciences d'Outre Mer, Cl. Sci. Nat. Et Med., nouv. Ser. XII (fasc. 3):1-119
- CAF. (2000). Las lecciones de El Niño. Colombia. CAF. Retrieved from <http://scioteca.caf.com/handle/123456789/674>
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr., 23: 36 1-369.
- Carr G.M., Duthie H.C., Taylor W.D., 1997. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. Aquatic Botany 59: 195-215.
- Domitrovic H., Bechara J., Jacobo W., Flores Quintana C. y Roux J.P. (1994) "Mortandad de peces en el río Paraná provocada por sobresaturación de gases: Causas y lesiones", Rev. de Ictiología 2/3 (1/2):49-54.
- ERA, 2004. Estudio de Restricciones ambientales . Sociedad Hidroelectrica,pescadero- Ituango.I-1748-001.Integral. S.A.
- Espinha Marques, J., J. Samper, B. Pisani, D. Alvares, J.M. Carvalho, H.I. Chaminé, J.M. Marques, G.T. Vieira, C. Mora, y F. Sodr  Borges, 2011. Evaluation of water resources in a high-mountain basin in Serra da Estrela,Central Portugal, using a semi-distributed hydrological model. Environ. Earth Sci. 62(6),1219-1234
- Francois, J (1970). Recherches experimentales sur l'ecologie la jacinthe d'eau *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Doctoral thesis, Faculte Sci. Agronom. Gembloux, Belgium.
- Green J.C., 2005. Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. Hydrological Processes 19: 1245-1259.
- IDEAM (2007) Protocolo para el monitoreo y seguimiento del agua. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 165p Diagramación, edición e impresión Imprenta Nacional de Colombia ISBN 978-958-8067-23-0.
- Malik, A., 2007. Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. Environ. Int. 33. 122-138
- Pisani, B. 2008. Acoplamiento de modelos hidrológicos semidistribuidos y sistemas de información geográfica. Tesis Doctoral. Universidade da Coruña. http://ruc.udc.es/dspace/bitstream/2183/1102/1/PisaniVeiga_td.pdf
- Ploskey, G. R. (1985). Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the United States and Canada. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, no. 258. 35p., ill.
- Richey, J.E., Devol, A.H., Wofsy, S.C., Victoria, R. & Riberio, M.N.G. (1988) Biogenic gases and the oxidation and reduction of carbon in Amazon river and floodplain waters. Limnology and Oceanography, 33: 551-561.
- Roldán, G. & Ramírez, J.J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia. 2ª ed. Medellín, Colombia.
- Sawakuchi, H.O., Bastviken, D., Sawakuchi, A.O., Krusche, A.V., Ballester, M.V.R. & Richey, J.E. (2014) Methane emissions from Amazonian Rivers and their contribution to the global methane budget. Global Change Biology, 20: 2829-2840
- Trolle, D., Hamilton, D. P., Hipsey, M. R., Bolding, K., Bruggeman, J., Mooij, W. M., Janse, J. H., Nielsen, A., Jeppesen, E., Elliott, J. A., Makler-Pick, V., Petzoldt, T., Rinke, K., Flindt, M. R., Arhonditsis, G. B., Gal, G., Bjerring, R., Tominaga, K., Hoen, J., Downing, A. S., Marques, D. M., Fragoso, C. R., Søndergaard, M., and Hanson, P. C. (2012). A community-based framework for aquatic ecosystem models. Hydrobiologia 683. 25-34. doi:10.1007/s10750-011-0957-0.
- UNESCO/IHA (2008) Assessment of the GHG status of freshwater reservoirs: scoping paper. Working Group on Greenhouse Gas Status of Freshwater Reservoirs. International Hydrological Programme. 28p. IHP/GHG-WG/3.
- UNESCO/IHA (2010) GHG measurement guidelines for freshwater reservoir international Hydrological Programme. 135p ISBN:978-0-9566228-0-8.
- Weitkamp, D. E., and M. Katz. 1980. A review of dissolved gas supersaturation literature. Transactions of the American Fisheries Society 109:659-702
- Wilson, J.R., Holst, N., Rees, M., 2005. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. Aquat. Bot. 81, 51-67.