



“ESTUDIO DE LOS FLUJOS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI) EN EL EMBALSE DE VALLE BRAVO”

PROYECTO INTERNO HC-1709.1

Informe final

**COORDINACIÓN DE HIDRÁULICA
SUBCOORDINACIÓN DE HIDRÁULICA AMBIENTAL E HIDROMETRÍA**

Autores: M. Sc. Raúl Medina Mendoza (Jefe de Proyecto)
Dra. Anne M. Hansen Hansen
M. en C. Axel Falcón Rojas
M.C. Luis Alberto Bravo Inclán
M.C. José Javier Sánchez Chávez
M.I Xóchitl Peñaloza Rueda
M.I. Arturo López Zúñiga
Biól. Rubén Huerto Delgadillo
Dr. Edson Baltazar Estrada Arriaga
Dr. Juan Gabriel García Maldonado
Tec. Victor Mejía Astudillo (qepd)

México, 2017

CONTENIDO

	Pág.
1. RESUMEN EJECUTIVO	3
2. OBJETIVOS	4
2.1. Objetivo general	4
2.2. Objetivos específicos	4
3. ANTECEDENTES	5
4. METODOLOGÍA	6
5. RESULTADOS	8
5.1. Estado del arte	8
5.2. Caracterización de la cuenca Valle de Bravo	18
5.2.1 Suelos	18
5.2.2 Geología	22
5.2.3 Geomorfología	23
5.2.4. Uso de suelo en la cuenca Valle de Bravo	24
5.2.5 Clima	24
5.2.6 Hidrología	27
5.3 Estimación de sedimentos mediante el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) en la cuenca Valle de Bravo	28
5.4 Estudio topobatemétrico de la cuenca Valle de Bravo	36
5.5 Revisión de modelos de predicción de gases de efecto invernadero en embalses	38
5.5.1 Resultados obtenidos con el modelo GRAT	38
5.5.2 Resultados obtenidos con el modelo Barros	40
5.5.3 Resultados obtenidos con el modelo LIMA	41
5.5.4 Resultados obtenidos con el modelo G-Ress-Tool	43
5.6 Evaluación de la calidad del agua del embalse Valle de Bravo	46
5.6.1 Resultados en el embalse	46
5.7 Evaluación experimental de la emisión de gases de efecto invernadero por el sedimento de la presa Valle de Bravo	91
5.7.1 Procedimiento	91
5.7.2 Balance de masas de carbono en la presa Valle de Bravo	109
5.7.3 Conclusiones del estudio experimental	113
6. CONCLUSIONES	114
7. BIBLIOGRAFÍA	115

1. RESUMEN EJECUTIVO

Con el propósito de evaluar la contribución de los embalses del país en la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), se seleccionó al embalse Valle de Bravo, en el Estado de México como caso de estudio.

Se realizó una caracterización detallada de la cuenca Valle de Bravo considerando a los elementos del medio biofísico con mayor impacto en el proceso de erosión y de la producción de sedimentos en la cuenca como son geología, geomorfología, suelos, uso del suelo, precipitación, temperatura, hidrología principalmente, y con ello establecer la situación actual de la misma en lo relativo a su medio natural. Asimismo se realizó la caracterización de la calidad del agua en la columna de agua del embalse

En virtud de que los sedimentos acarrean consigo nutrientes y agroquímicos que se consideran como contaminantes en los cuerpos de agua al propiciar la eutroficación, crecimientos algales y deterioro de la calidad del agua. También en los sedimentos se acarrean elementos orgánicos cuyas reacciones en el cuerpo de agua, desencadenan la producción de gases que si no se disuelven en la columna de agua, pueden convertirse en emisiones a la atmosfera, de ahí la importancia de tener una caracterización cualitativa y cuantitativa de los mismos. Por ello se utilizó el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para aplicarlo en la cuenca Valle de Bravo, cuyos resultados arrojaron una producción anual de sedimentos de 4.06 m³/ha, lo que equivaldría a un volumen aproximado de 250,000 m³ de azolve mismos que si se pusieran en movimiento, estarían depositándose en el embalse.

Para corroborar la magnitud de ingreso neto de los sedimentos al embalse, se analizó el último estudio topobatimétrico de la presa Valle de Bravo realizado en el año 2008 por la CONAGUA, cuyos resultados señalan que el vaso de la presa a ése año había perdido una capacidad anual de almacenamiento de aproximadamente 0.16 Mm³ un 2.37% de la capacidad total. Esto representa un depósito anual de sedimentos de 160,000 m³ cantidad que resulta 44% menor que lo obtenido con el modelo SWAT, concluyendo que dicho modelo estaría sobreestimando la aportación de sedimentos al embalse.

Se analizaron 4 modelos de predicción de emisiones de gases GEI en embalses cuya demanda de información no es tan difícil de conseguir como edad del embalse, superficie, uso del suelo entre otros. Los resultados muestran una predicción emisiones de GEI en unidades de mg CO₂/m² y mg de CH₄/m² conforme a lo siguiente modelo: GRAT: 302, y 416 respectivamente calificándose en una escala internacional como valores medios de emisiones; modelo BARROS: 318.31 y 17.05 respectivamente calificándose como valor medio para VCO₂ y Bajo para CH₄; modelo LIMA: 551.84 para CO₂ y sin resultado para CH₄; modelo G-Rees-Tool: 603 y 472 respectivamente calificándose como valores.

Finalmente, se realizó un estudio experimental por medio de muestreo de campo e incubación en laboratorio, de la emisión de gases GEI para el sedimento acumulado en la presa, obteniéndose que se producen y emiten hacia la columna de agua 49 ton de CO₂ anuales, quedando por investigar cuál es la tasa de emisión desde la columna de agua hacia la atmósfera en condiciones reales.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el embalse Valle de Bravo.

2.2. Objetivos específicos

Obtener por medio de un estudio experimental el flujo de gases de efecto invernadero en muestras no alteradas de sedimentos depositados en el embalse.

Realizar la caracterización de la columna de agua del embalse Valle de Bravo por medio de mediciones físicas y químicas in situ y laboratorio.

3. ANTECEDENTES

Los cuerpos de agua interiores juegan un papel muy importante en el suministro del vital líquido tanto para consumo humano, industrial, agrícola, pecuario, etc. Los lagos y embalses presentan una continua presión por su deterioro en la calidad del agua y por su reciente importancia como fuentes generadoras de gases de efecto invernadero-GEI. En los últimos años, se ha debatido con cierta profusión e intensidad, la posible contribución de los embalses al cambio climático a través de la emisión de gases de efecto invernadero procedentes de procesos de respiración aeróbica o anaeróbica en el interior de la masa de agua y los sedimentos (Tremblay et al., 2005). Actualmente, al debate se le ha añadido también un creciente interés en conocer los efectos del cambio climático sobre los embalses (Marc'e et al., 2009).

Los ambientes naturales como lagos, ríos, bosques y turberas, emiten gases de efecto invernadero (GEI). En general, en estos ambientes se produce un rápido aumento de las emisiones netas de gases principalmente debido a la degradación por bacterias de la materia orgánica. Estos gases son emitidos tanto por ecosistemas naturales acuáticos como terrestres, así como por fuentes antropogénicas. Según la UNESCO / IHA (2008), estudios previos indicaron que las emisiones de CO₂ y CH₄ pueden ser relevantes para los inventarios mundiales de intercambios de GEI. Las emisiones de CO₂ son potencialmente similares a nivel de la cuenca (antes y después del embalse), pero pueden ser influenciadas en el tiempo y el espacio por la creación de un depósito o presa. Es probable que el CO₂ esté en el ciclo natural del carbono, representando a menudo más del 80% de las emisiones de GEI. Por otro lado, el CH₄ es el componente más importante a evaluar, debido a su alto potencial de calentamiento global (21 a 25 veces más fuerte que el CO₂ por unidad molar). Las emisiones de CH₄ podrían ser debidas a las condiciones prevalecientes después de la construcción de los embalses que no estaban presentes en condiciones naturales.

El IMTA ha llevado a cabo estudios ambientales en diversos lagos y embalses y por lo tanto cuenta con la capacidad técnica para la solución de problemas ambientales específicos.

Con la finalidad de conocer la contribución de los embalses en la generación de GEI se propone evaluar la emisión de estos gases estimando el flujo del carbono en el embalse Valle de Bravo.

4. METODOLOGÍA

Para la realización del presente proyecto se estableció y siguió el procedimiento que a continuación se resume:

1.- Caracterización del medio biofísico de la cuenca

Se hará el acopio de la información de los elementos con mayor impacto en el proceso de erosión y de la producción de sedimentos en la cuenca y se realizará una sistematización y análisis de la misma para establecer las condiciones actuales de la cuenca Valle de Bravo en lo relativo a su medio natural.

2.- Revisión y validación de herramientas de modelación para la predicción de emisión de GEI para el embalse Valle de Bravo.

Los embalses son generalmente considerados una fuente de carbón a la atmosfera, sin embargo, existe una gran diferencia en las tasas de emisiones dependiendo de la ubicación del embalse, hidrología, morfología y operación del cuerpo de agua. Algunos embalses son considerados como una fuente importante y otros de atrapamiento de GEI. Es esencial estimar el impacto de los GEI y establecer acciones de mitigación en los embalses con altas emisiones. La UNESCO ha desarrollado la herramienta G-res para cuantificar la emisión de gases de efecto invernadero en embalses y cuerpos de agua interiores. Asimismo, la UNESCO también desarrolló Por lo tanto, como parte de las actividades se aplicará dicha herramienta en el embalse Valle de Bravo para su validación y su potencial aplicación al resto de los embalse del país.

3.- Medición de parámetros físicos y químicos y flujo de GEI (CO₂ y CH₄).

Se llevará a cabo la recopilación de datos históricos para establecer los procesos físicos y químicos que determinan la dinámica del embalse. Asimismo, se llevará a cabo una serie de mediciones sistemáticas en el embalse de Valle de Bravo para establecer su estratificación, su interacción con los procesos físicos y flujos de carbono (CO₂ y CH₄). Las mediciones que se llevarán a cabo son las siguientes:

Batimetría: Se hará el acopio de los datos batimétricos de la última batimetría existente en las instituciones con injerencia en el embalse, como la CONAGUA.

Mediciones de gasto: Se llevarán a cabo campañas de medición de gasto en los ríos perennes que descargan al embalse. En caso de no ser posible por condiciones naturales de los cauces que no permitan realizar las mediciones directas, se utilizará la metodología conocida como “antitransito” (Aldama y Aguilar, 2009) para estimar indirectamente el volumen de agua que ingrese diariamente en la presa y estimar, con ello, la carga de sedimentos que ingresan.

Mediciones de parámetros químicos, CO₂ y CH₄: Mediante sonda multiparamétrica se llevarán a cabo mediciones en la red de monitoreo de oxígeno disuelto, nitratos y fosfatos durante las campañas de medición. Se tomarán muestras de agua las cuales serán analizadas para complementar las mediciones in situ. Asimismo, se instalarán cámaras flotantes que permitan cuantificar las emisiones de CO₂ y CH₄.

3.- Estudio experimental de la emisión de gases GEI de sedimentos depositados en el embalse Valle de Bravo

Se realizará un muestreo de sedimentos desde la superficie por medio de un aditamento especial que funciona como nucleador de suelos, que permitirán obtener muestras in situ y no alteradas de los sedimentos depositados en el fondo del embalse. Dichas muestras no alteradas se pondrán en incubación y se realizarán mediciones periódicas de la respiración de agua y sedimento, con lo cual se obtendrá la emisión de CO₂ de las muestras.

5. RESULTADOS

5.1. Estado del arte

Se ha estimado que los embalses absorben el 2.5% de las emisiones antropogénicas de carbono en todo el mundo. Las emisiones globales de carbono de los embalses, sin embargo, se han estimado en un 60%. La capacidad de secuestro de los embalses Tiene una vida útil limitada. El atrapamiento de las aportaciones ribereñas de sedimentos y nutrientes por las represas puede afectar El presupuesto de sílice a largo plazo de los océanos, disminuyendo la eficacia de la bomba biológica que Secuestra CO₂ en aguas profundas. Se necesitan más estudios para cuantificar el impacto Y cómo las presas afectan el suministro de nutrientes al océano y el ciclo biogeoquímico En las zonas costeras (Parekh, 2004).

Uno de los mayores problemas que contribuyen a la controversia sobre la emisión de GEI en las hidroeléctricas es la falta de un método establecido para la estimación de emisiones futuras (Felipe, et al., 2015). De acuerdo a la revisión bibliográfica de este autor, existen estimaciones de emisiones de carbón de embalses hidroeléctricos y su efecto en la estimación regional y global de carbono (C), pero no presentan un método de estimación futura. Y de acuerdo a la literatura, pese al avance en la predicción de emisión de (C) la estimación futura es un reto debido a la dificultad de representar la variabilidad espacio-temporal de los flujos.

De acuerdo con Gagnon y Van de Vate (1997), al comparar la emisión de los GEI de varias opciones energéticas, un análisis riguroso requiere la consideración de todas las emisiones de GEI existentes, no solamente CO₂ y emisiones de combustible. Se deben incluir todos los usos energéticos de las actividades que se realicen. En las hidroeléctricas esto es esencial debido a que gran parte de las emisiones son indirectas y no están relacionadas con un proceso de combustión.

Gunkel, G. (2009), menciona que, nuevas investigaciones señalan que los embalses tropicales y tropicales tienen altas tasas de emisión de los gases de efecto invernadero CO₂

y CH₄. Las emisiones de metano contribuyen fuertemente al cambio climático porque el CH₄ tiene un potencial de calentamiento global 25 veces mayor que el CO₂. Los caminos para su producción incluyen ebullición, emisión difusa a través de la interfase agua-aire y desgasificación en turbinas y aguas abajo del reservorio en el vertedero y el estiramiento inicial del río. Las emisiones de gases de efecto invernadero son promovidas por un estado eutrófico del yacimiento y, con mayores niveles tróficos, se producen condiciones anaeróbicas con la emisión de CH₄. Esto significa que se produce un salto cualitativo y cuantitativo en las emisiones de gases de efecto invernadero.

Para Palau y Prieto (2009), el procesado del carbono en un embalse depende del estado de conservación, los usos y las actividades de sus cuenca tributaria, así como la localización del embalse dentro de la cuenca, lo cual determinará la cantidad y las formas de las entradas de carbono y nutrientes. Concluyen que no se puede generalizar sobre una contribución neta de los embalses al cambio climático, no que emiten mayor cantidad de CO₂ que los lagos equivalentes. Pero es cierto que la energía hidroeléctrica está entre las de menor emisión de GEI, al compararla con otras fuentes.

Los embalses han sido considerados como sistemas emisores netos de carbono. Si bien es cierto que son sistemas forzados a descomponer toda la materia orgánica que queda cubierta por el agua tras la puesta en carga, esta fase inicial de maduración, remite con los años hasta niveles de emisión de carbono similares a las de lagos de estado trófico equivalente. No todos los embalses tienen un comportamiento similar en el procesado de la materia orgánica carbonatada (Palau, et al., 2010).

Diferentes características de los embalses hidroeléctricos causan una mayor producción y emisión de GEI que los sistemas naturales, principalmente durante los primeros 20 años posteriores a la inundación de la cuenca (Cole, et al., 2011).

De acuerdo con Fearnside P. (2008), el dióxido de carbono proveniente de la descomposición de árboles en el bosque inundado representa otra significativa fuente de GEI durante los primeros años de la inundación.

Finalmente, Vincent et al (2000), menciona que para determinar de manera certera la importancia de los flujos de GEI en los embalses, se requiere aumentar las mediciones en los embalses de todas las regiones a nivel global, prestando énfasis a los embalses tropicales. Así mismo se requiere generar una base de datos de aquellas áreas donde existen o se planea la construcción de un embalse, así como las zonas acuáticas y terrestres en cada embalse, de manera que el flujo neto de GEI pueda ser calculado.

El dióxido de carbono (CO_2) se forma por la descomposición del carbono orgánico presente en el embalse, por su parte el metano (CH_4), está formado por bacterias que descomponen la materia orgánica de aguas con bajo contenido de oxígeno y de los sedimentos presentes en la parte más profunda del embalse. Finalmente, el óxido nitroso (N_2O), se forma por la ruptura bacteriana del nitrógeno.

Kelly C. et al (1997), realizaron la inundación experimental de un bosque de humedales, causando que la condición cambiara de ser un pequeño sumidero con respecto a la atmósfera $-6.6 \text{ g de Cm}^{-2}\text{año}^{-1}$ a una gran fuente para carbono $+130 \text{ g de Cm}^{-2}\text{año}^{-1}$. Lo anterior fue causado por la muerte de la vegetación, la cual eliminó el sumidero de CO_2 por medio de la fotosíntesis y estimuló la producción microbiana de CO_2 a CH_4 por la descomposición de tejido y turba.

El análisis completo de emisión de GEI en hidroeléctricas debe considerar como fuentes: Actividades relacionadas con la construcción de presas, diques y estaciones de poder, el análisis de estas actividades debe incluir la emisión generada por algunas actividades de uso de energía intensa, como el movimiento de tierras y la construcción de grandes estructuras de concreto.

El decaimiento de la biomasa del terreno inundado: La descomposición de la biomasa produce una cantidad significativa de emisiones de CO_2 y CH_4 .

Respaldo energético termal: cuando se compara las opciones de energía, es importante considerar el nivel de servicio de cada una.

La producción de CO_2 y CH_4 en los embalses que se libera a la atmósfera, ocurre principalmente de las siguientes formas, (Felipe, et al., 2015): Difusión en el área del reservorio, se refiere a la interacción entre agua y aire en la interface de la superficie, la cual depende de la diferencia de concentración en esta capa. Ebullición en el embalse, resulta de la liberación rápida de GEI de los sedimentos sobresaturados de CH_4 en el fondo del embalse. Desgasificación a la salida, resulta de los cambios de temperatura y presión que ocurren por la descarga justo en los niveles bajos de la salida. Difusión y ebullición aguas debajo de la cortina, que ocurre en el río aguas debajo del embalse, donde se asocia una alta concentración de GEI.

Las fuentes de emisión de carbono en embalses templados y tropicales, en dos tiempos diferentes, durante los primeros años de llenado y luego de 10 años de llenado (Palau, 2016). En cada lámina se puede observar que las fuentes principales están relacionadas con el arrastre por escurrimiento (entrada de otras cuencas), la fotooxidación de materia orgánica en la superficie del agua e intercambio difusivo en la capa de interface (agua-aire), la movilización de materia orgánica por erosión, la descomposición de la materia orgánica por actividad bacteriana, la presencia de sedimentos anóxicos y finalmente la desgasificación en la descarga del embalse.

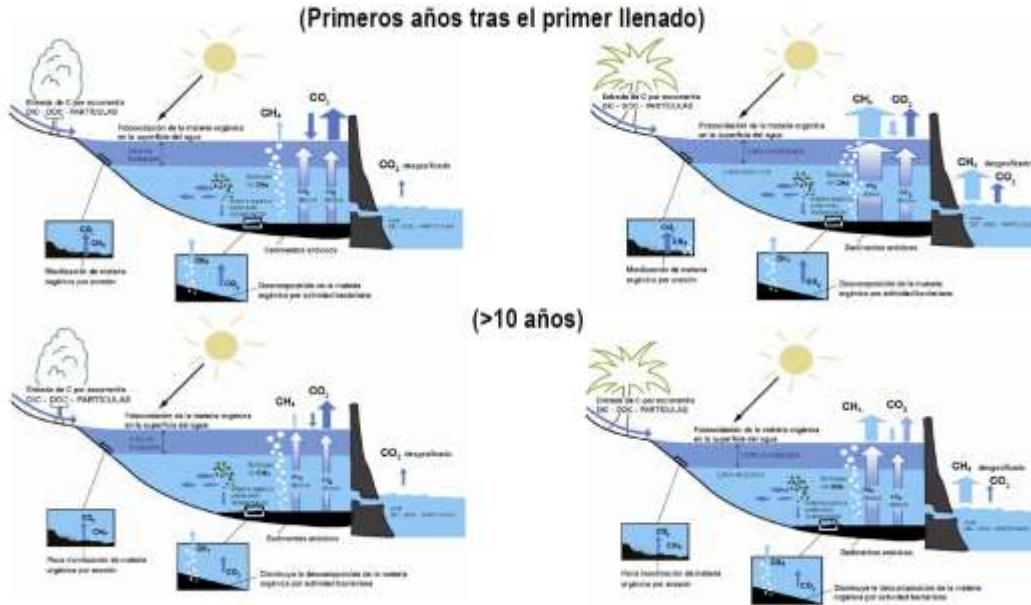


Figura 1. Fuentes de emisión de carbono en embalses templados y tropicales

Como se observa la generación de gas CH_4 es mayor en las zonas tropicales, mientras que el CO_2 tiene mayor presencia en zonas boreales. Ambos gases tienen mayor presencia durante los primeros años de inundación, sin embargo la concentración de gases disminuye con el tiempo.

Palau A. et al (2010), utiliza un balance de carbono para el embalse de Susqueda, en sus resultados indica que la cantidad de carbono neta que retiene el embalse es algo superior a la que podría retener la vegetación mediterránea del ecosistema terrestre original que fue inundado con la construcción del embalse. La mayor parte del carbono que interviene en el balance procede de su cuenca tributaria. Al analizar la contribución de los embalses al cambio climático no puede obviarse que todo el carbono que interviene en el balance es actual;" es decir, carbono recientemente fijado y por tanto no supone un incremento cuantitativo neto de los gases invernadero en la atmósfera.

De acuerdo a los estudios presentados, las variables de impacto en el fenómeno de generación de GEI, se puede agrupar en tres rubros: Atmósfera, Superficie y Sub-superficial. Al primer rubro pertenecen todas las variables referidas a las condiciones atmosféricas presentes en la zona de inundación, como pueden ser la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), la radiación solar

(W/m²/día), la precipitación (mm) y la velocidad del viento (m/s), por mencionar solo algunos. Para la superficie, se pueden considerar pero no limitar a: los caudales de aportación, la obra y su descarga, el área inundada, los porcentajes de uso de suelo (antes y después de la captación), los niveles de tratamiento de las aguas vertidas, los usos del embalse, la interacción agua-aire y la presencia de vegetación en el espejo de agua. Finalmente, en el nivel sub-superficial, se requiere conocer todos los parámetros posibles de la columna de agua, sedimentos, la profundidad termoclinica, la batimetría del embalse y las líneas de corriente. Es importante que la información referente a todas las variables se tenga en diferentes épocas del año, de manera que se pueda analizar la variabilidad espacio temporal de la emisión de GEI.

Bridget et al (2016), realizaron una síntesis sobre la emisión de GEI, en la cual menciona que identificaron diversas áreas relacionadas con los GEI, que están lejos de su alcance pero que requieren tener atención de los investigadores para su revisión y análisis.

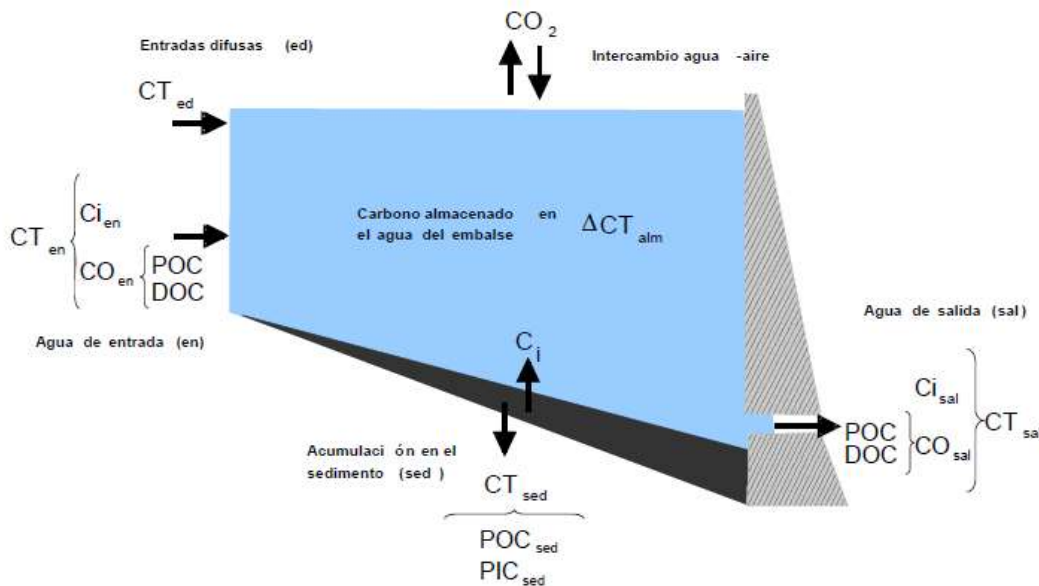
De acuerdo a las variables mencionadas anteriormente, distintos autores presentan modelos de balance o estimación, así como de proyección de GEI en los embalses. Algunos de estos modelos se presentan a continuación.

La ilustración 2 muestra el balance de carbono para un embalse, el cual se compone de los siguientes elementos:

$$CT_{EN} + CT_{ED} = CT_{SAL} + CT_{SED} + \Delta CT_{ALM} + \Delta CO_2$$

Donde CT_{EN} carbono total del agua superficial entrada al embalse (m), CT_{ED} carbono total de las entradas difusas de la cuenca directa al embalse (e), CT_{SAL} carbono total del agua de salida del embalse (m), CT_{SED} carbono acumulado en el sedimento del embalse (m), ΔCT_{ALM} carbono total almacenado en el agua del embalse (m) y ΔCO_2 intercambio neto de CO_2 entre

el agua y el aire



(m).

Figura 2. Flujos considerados para propuesta inicial del balance

De las guías para el inventario nacional de Gases de efecto invernadero, se obtuvieron las ecuaciones para aproximar la estimación de emisiones de CO_2 y CH_4 en suelos permanentemente inundados.

$$CO_2 = PE(CO_2)A_{inundada}f_A 10^{-6}$$

Donde, CO_2 corresponde a la emisión de gases por el cambio de suelo a zona inundada, P es el número de días sin cobertura de hielo durante un año, $E(CO_2)$ corresponde al promedio diario de emisiones por difusión, $A_{inundada}$ corresponde al área superficial de la subcuenca, incluyendo el área inundada, lagos y ríos y finalmente f_A la fracción de la cuenca que fue inundada en los últimos 10 años.

La expresión anterior puede extenderse para distinguir entre periodos donde la cuenca esté libre de cubiertas de hielo y con presencia de hielo.

$$CO_2 = [P_i E(CO_2) + P_f E(CO_2)] A_{inundada} f_A 10^{-6}$$

Donde, CO_2 corresponde a la emisión de gases por el cambio de suelo a zona inundada, P_i es el número de días sin cobertura de hielo durante un año y P_f es el número de días con cobertura de hielo durante un año, $E(CO_2)$ corresponde al promedio diario de emisiones por difusión, $A_{inundada}$ corresponde al área superficial de la subcuenca, incluyendo el área inundada, lagos y ríos y finalmente f_A la fracción de la cuenca que fue inundada en los últimos 10 años.

Para el cálculo de las emisiones de CH_4 para períodos en presencia de hielo, se utiliza la expresión:

$$CH_4 = PE(CH_4) A_{inundada} f_A 10^{-6}$$

Donde, CH_4 corresponde a la emisión de gases por el cambio de suelo a zona inundada, P es el número de días sin cobertura de hielo durante un año, $E(CH_4)$ corresponde al promedio diario de emisiones por difusión, $A_{inundada}$ corresponde al área superficial de la subcuenca, incluyendo el área inundada, lagos y ríos y finalmente f_A la fracción de la cuenca que fue inundada en los últimos 10 años.

$$CH_4 = PE(CH_4) A_{inundada} 10^{-6}$$

$$CH_4 = [P_f \{E_f(CH_4)_d + E_f(CH_4)_b\} + P_i \{E_i(CH_4)_d + E_i(CH_4)_b\}] A_{inundada}$$

La UNESCO junto con la IHA, generaron una herramienta que permite analizar el riesgo presente en cuencas por la emisión de GEI, como parte de la mitigación del cambio climático. Para el modelo se requieren de ciertos parámetros característicos de los embalses: los años que lleva inundado embalse hasta su capacidad máxima, la temperatura media anual del embalse ($^{\circ}C$), el escurrimiento medio anual (mm) y la precipitación media anual (mm) de la cuenca de interés.

$$C - CO_2 = 186.0 + 0.148Q_R + (944.485 + 1.91T + 0.09727T^2)e^{-0.0044|52.339 - 0.7033T - 0.0358T^2|}A$$

De manera similar a la emisión de CO_2 , obtuvieron dos modelos simplificados para el CH_4 , resultando un modelo en función de la temperatura media anual, la precipitación media anual y la edad del embalse, el primero para embalses de 32 años o menos y el segundo para embalses con más de 32 años.

$$C - CH_4 = 10^{(1.46 + 0.056T - 0.00053P - 0.0186A + 0.000288A^2)}$$

$$C - CH_4 = 10^{(1.16 + 0.056T - 0.00053P)}$$

Existe un modelo empírico obtenido a partir de datos disponibles de 85 reservorios distribuidos (Barros, et al., 2011), el cual presenta una base sólida para la estimación de emisiones de GEI de acuerdo a su latitud. Estas estimaciones consideran las emisiones por difusión y burbujas. Las emisiones de CO_2 , están ligadas a la edad del reservorio, la latitud y la concentración de carbono orgánico disuelto.

$$\log(CO_2 + 400) = 3.06 - 0.16 \log(A) - 0.01Lat + 0.41 \log(COD)$$

Por su parte, la generación de CH_4 , se encuentra en función de la edad del reservorio, la profundidad media y el contenido de carbono orgánico disuelto.

$$\log(CH_4) = 1.33 - 0.36 \log(A) - 0.32 \log(H_{med}) + 0.39 \log(COD_{cont}) - 0.01Lat$$

Por otro lado, para la estimación de las emisiones del Proyecto Represa Inambari, se aplicó el modelo BCL (Biome Carbon Loss) desarrollado por el Dr. Ivan Bergier de Lima, como adaptación del modelo doble G (Abril et al., 2005). El modelo BCL estima las emisiones totales de carbono como CO_2 y CH_4 , mediante la siguiente fórmula:

$$C_T = (C_o/5)e^{-0.3t} + (C_o/3)e^{-0.03t} + (C_o/2)$$

Donde, C_T : es la producción total de carbono por CO_2 y CH_4 por hectárea, C_o : es la cantidad de carbono inicial en el tiempo inicial (al momento del embalse) por hectárea, expresado en oneladas

t: es el tiempo en años.

Para el caso de la estimación de las emisiones de metano, se aplicó el Organic Matter Cycling (OMC), desarrollado por Lima et al (2007) y Bastviken (2004).

$$E_{omc} = (bub + diff + stg)/A_T$$

$$E_{omc} = 10 [(15.5A_T^{0.841}) + (1.73A_T^{0.927}) + (35.2A_T^{0.649})]/A_T$$

Finalmente, la IHA junto con la UNESCO desarrolló una herramienta para el cálculo, determinación y proyección neta de las emisiones de GEI en embalses derivados de la inundación de llanuras para la creación del embalse. Las emisiones consideradas posterior a la inundación son de CO₂ y CH₄, este último proveniente de la difusión agua-aire, burbujas y desgasificación. Las emisiones son expresadas por área por año. Las emisiones debidas al balance previo a la contención y las generadas por las actividades antropogénicas, son sustraídas del total, de manera que se obtiene la emisión neta del embalse. Lo adicional de este modelo es la consideración de emisión de GEI al integrar las características previas a la retención, así mismo tiene fuerte influencia de la edad del embalse en el cálculo de las emisiones.

Para el cálculo de las emisiones difusivas integradas en el tiempo de vida de CO₂, se utiliza la expresión ().

$$CO_2 = \frac{100AB - CD}{100}$$

$$A = \frac{10^{(2.0353 + 0.03346 * \log_{10}(ET_{CO_2}) + 0.0757 * \log_{10}(A_T) + 0.00178 * RSSCC + 0.1063 * \log_{10}(TP))}}{1000}$$

$$B = \frac{100^{0.7068} - 0.5^{0.7068}}{70.3266} (1.338) \left(1 - \frac{\%R_{ABI}}{100}\right)$$

$$C = \frac{10^{(2.0353 + 0.2932 * \log_{10}(100) + 0.03346 * \log_{10}(ET_{CO_2}) + 0.0757 * \log_{10}(A_T) + 0.00178 * RSSCC + 0.1063 * \log_{10}(TP))}}{1000}$$

$$D = 133.833 \left(1 - \frac{\%R_{ABI}}{100} \right)$$

La emisión difusiva integrada a 100 años de CH₄, se obtiene con la expresión:

$$CH_4 = \frac{10^{(0.8804 + 0.6068 * \log_{10}(\frac{\%Area\ Litoral}{100}) + 0.04828 * T_{gCH_4})} (1 - 10^{(-1.16)})}{100(0.0116 * \ln Z(10))} (16.5467)$$

La emisión de CH₄ por burbujas se obtiene con la expresión:

$$CH_4 = 16.5467 * 10^{(-0.98574 + 1.0075 * \log_{10}(\frac{\%Area\ Litoral}{100}) + 0.04828 * (\frac{RCGHR}{30.4}))}$$

Finalmente la emisión por desgasificación se obtiene con la expresión.

$$CH_4 = \frac{1000 * 10^{(-5.5029 + 2.2857 * \log_{10}(CH_4DEI_{100}) + 0.9866 * \log_{10}(WRT))}}{1000000000} * A_r * 900 * R_{anual}$$

5.2 Caracterización de la cuenca Valle de Bravo

Como estudio de caso para evaluar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) principalmente CO₂ y CH₄ cuya metodología pueda ser extrapolada al resto de los embalses del país, se eligió al embalse Valle de Bravo el cual es un cuerpo de agua muy estudiado por su importancia de abastecedor de agua potable y del cual se tiene una base de datos extensa para utilizarla en el presente estudio. Primeramente, se realizó la caracterización biofísica de la cuenca. Se enfatiza en la descripción de algunos elementos naturales que tienen influencia directa en el proceso de erosión y en la producción de sedimentos.

5.2.1 Suelos

La cuenca Valle de Bravo se encuentra dominada en un 74% de su territorio por suelos Andosoles (origen volcánico) principalmente ócricos y húmicos; el segundo grupo de suelos en orden de superficie ocupada es el de los Acrisoles que ocupan más de 7500 ha y que representan el 12.2% de la superficie de la cuenca.

Tabla 1 Grupos de suelos en la cuenca Valle de Bravo

Grupo de suelos	Calificadores	Superficie (ha)	Superficie (%)
Acrisol	órtico	7506.8	12.2%
	húmico	483.6	0.8%
Andosol	ótrico	11085.3	18.0%
	húmico	34405.9	56.0%
	mólico	89.4	0.1%
Cambisol	crómico	666.3	1.1%
	dístico	270.0	0.4%
Cuerpo de agua	-	1704.9	2.8%
Phaezem	hápico	994.4	1.6%
Leptosol (Litosol)	-	288.1	0.5%
Luvisol	crómico	1944.9	3.2%
Leptosol (Ranker)	-	341.7	0.6%
Vertisol	crómico	479.0	0.8%
	pélico	1218.4	2.0%
Total		61478.7	100.0%

La distribución de los Andosoles en la cuenca Valle de Bravo comprende la zona de lomeríos y sierra compleja las cuales abarcan la región poniente y central de dicha cuenca. Los suelos del grupo Acrisol ocupan principalmente la zona que rodea la presa Valle de Bravo

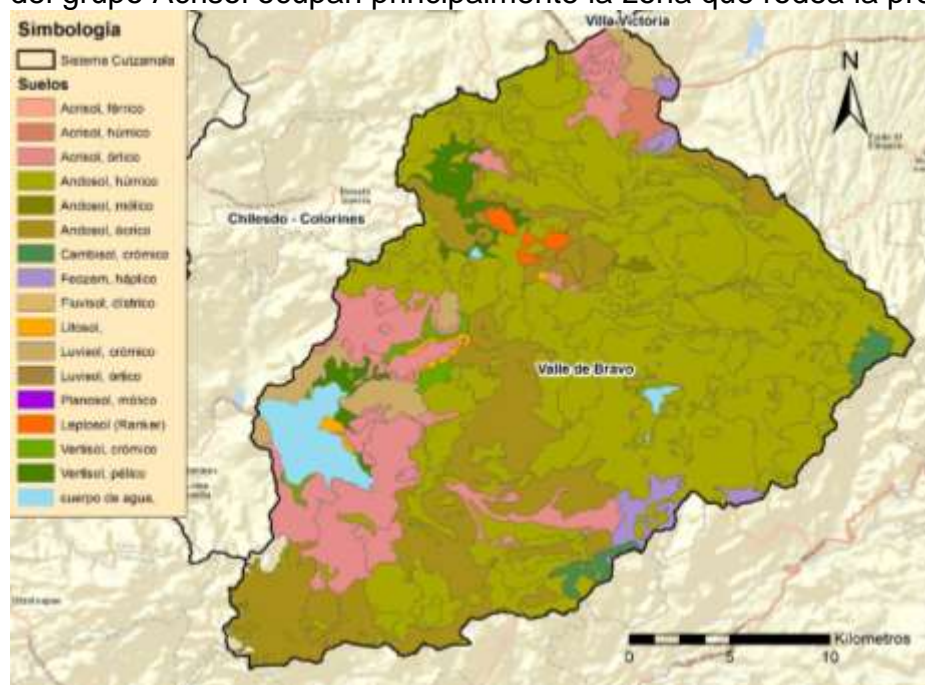


Figura 3 Grupos de suelos en la Subcuenca Valle de Bravo

Las características sobresalientes de los suelos presentes en la cuenca Valle de Bravo se describen a continuación:

Acrisoles

Los Acrisoles son suelos generalmente ácidos y con baja saturación de bases, el material parental que da origen a este tipo de suelo suelen ser rocas ácidas volcánicas con altos grados de meteorización, la distribución generalizada de los Acrisoles se ubica en lomeríos y relieves ondulados sin fuertes pendientes.

Estos suelos presentan una acumulación de arcilla en los horizontes subsuperficiales, esta acumulación habitualmente es producto de una migración del material más fino de los horizontes superficiales utilizando como vehículo la precipitación que se infiltra en el suelo y lo que explica que estos suelos se presenten en zonas lluviosas.

El manejo adecuado de los Acrisoles suele ser complejo debido a la fuerte acidez que suele ser común en estos suelos, los cultivos pueden tener respuestas a la contaminación por aluminio y hierro por lo que se recomienda utilizar cultivos con un desarrollo radical poco profundo, la fertilización de estos suelos debe realizarse con elementos de reacción básica en el suelo.

Andosoles

Los Andosoles son suelos con un origen casi exclusivo a partir de ceniza volcánica, por lo que se encuentran condicionados a las características de este material parental, suelen ser suelos con minerales amorfos, con una alta porosidad, escaso desarrollo estructural y muy susceptibles a ser degradados cuando se encuentran desprovistos de una cobertura vegetal.

Los Andosoles presentan un alto potencial de producción agrícola, sin embargo debido a la presencia de minerales amorfos (alofano) y concentraciones altas de Aluminio y Hierro, pueden presentar altos niveles de fijación de fosfatos.

Cambisoles

Los cambisoles son suelos con poco desarrollo, como su nombre lo indica son suelos que están sufriendo un cambio de un material parental recientemente depositado hacia un suelo estable, dadas estas características los cambisoles pueden tener diversas características incipientes que no son suficientes para clasificarlos en otro grupo de suelos. En el caso de la cuenca Valle de Bravo, los cambisoles se encuentran en asociaciones o inclusiones con otras unidades de suelo con un mayor desarrollo pedogenético. El manejo de los cambisoles depende en gran parte de la fertilidad de cada sitio ya que otras características como la textura y la profundidad suelen ser limitantes en este grupo de suelos.

Phaeozems

Este grupo de suelos integra a suelos oscuros, con altos contenidos de saturación de bases, ricos en materia orgánica, por lo cual se encuentran dentro de los suelos más fértiles, los Phaeozems se desarrollan principalmente en zonas planas con un buen drenaje, el material parental que les da origen son materiales no consolidados tales como llanuras de inundación o depósitos de loess, en el caso de la cuenca Valle de Bravo los Phaeozems se encuentran distribuidos en zonas de lomeríos y en los valles agrícolas más importantes de la región.

Leptosoles

Los Leptosoles son suelos poco profundos, generalmente ubicados sobre roca continua o con estratos extremadamente gravillosos o gravosos, este grupo de suelos incluye a los litosoles y a los ranker de la clasificación de suelos (FAO–UNESCO, 1971–1981). En general los Leptosoles son suelos con poca estabilidad si no se encuentran protegidos por vegetación, son suelos fácilmente erosionables.

Fluvisoles

Los fluvisoles son suelos muy jóvenes que se desarrollan sobre depósitos aluviales (sedimentos de ríos, lacustres o marinos), debido a su origen, este grupo de suelo presenta una gran diversidad de materiales, presentando diversas estratificaciones (arenas, cantos rodados, rocas, limos), los fluvisoles suelen inundarse periódicamente y muestran una baja saturación de bases y de nutrimentos. En el caso de la cuenca Valle de Bravo, los fluvisoles se encuentran presente en las márgenes de los principales ríos sin llegar a representar grandes áreas homogéneas.

Luvisoles

Los Luvisoles son suelos que presentan un mayor contenido de arcilla en el horizonte subsuperficial (horizonte argílico) que en el horizonte superficial, esta característica se debe principalmente a la migración del material más fino por diversos factores pero principalmente debido al movimiento del agua en el suelo, este grupo de suelos presenta una alta saturación de bases así como de capacidad de intercambio catiónico debido a su textura más fina. Los Luvisoles se desarrollan principalmente sobre materiales ricos en minerales, con una buena porosidad, en pendientes planas o en lomeríos poco inclinados.

Regosoles

Los Regosoles son un grupo remanente en la clasificación de suelos, es decir que este grupo integra a los suelos que no presentan una característica lo suficientemente desarrollada para pertenecer a algún otro grupo de la clasificación, generalmente son suelos con poco desarrollo, materiales no consolidados o zonas muy erosionadas que no pueden ser clasificados. En el caso de la cuenca Valle de Bravo se ubican principalmente en un conjunto de laderas pronunciadas.

Vertisoles

Los Vertisoles son un grupo de suelos cuya característica principal es el alto contenido de arcillas de naturaleza expansiva lo que provoca su agrietamiento en temporada seca, estos suelos son profundos, generalmente oscuros, y fértiles aunque pueden presentar un mal drenaje debido a su textura. Los Vertisoles se desarrollan principalmente en zonas planas, en el caso de la cuenca Valle de Bravo se encuentran distribuidos principalmente en los valles agrícolas.

5.2.2 Geología

Las rocas ígneas extrusivas representan el 83% de la superficie de la cuenca Valle de Bravo, siendo el basalto el tipo de roca más abundante con 31,370 ha, seguido por las andesitas que abarcan 16,241 ha.

Tabla 2 Tipos de roca en la cuenca Valle de Bravo

Clase de rocas	Tipo de rocas	Superficie (ha)	Superficie (%)
Ígnea extrusiva	Andesita	16241.9	26.4%
	Basalto	31370.4	51.0%
	Brecha volcánica básica	54.4	0.1%
	Latita	147.3	0.2%
	Riolita	634.9	1.0%
	Toba ácida-Brecha volcánica ácida	515.6	0.8%
	Toba básica	273.7	0.4%
	Volcanoclástico	1896.3	3.1%
Aluvial	Aluvial	3985.7	6.5%
Metamórfica	Metasedimentaria	2355.9	3.8%
Residual	Residual	259.1	0.4%
Sedimentaria	Brecha sedimentaria	1888.2	3.1%
Cuerpo de agua		1855.5	3.0%
Total		61478.8	100.0%

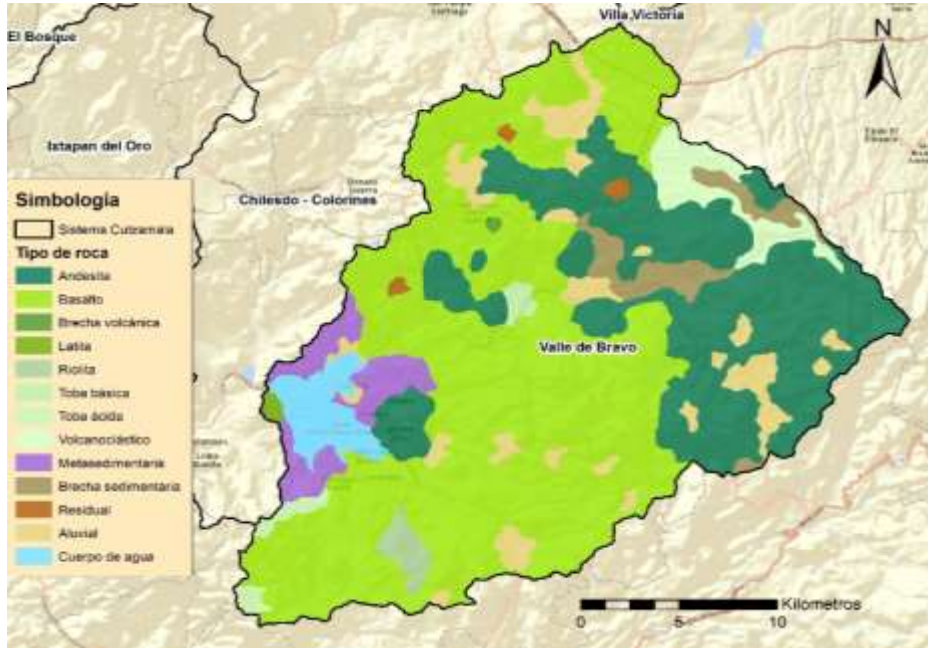


Figura 4 Tipos de rocas en la cuenca Valle de Bravo

5.2.3 Geomorfología

El análisis geomorfológico permite comprender con mayor detalle algunos procesos biofísicos como la formación y erosión de suelos, la distribución de la vegetación y la capacidad de uso de los suelos, de forma general se pueden identificar tres niveles de análisis de la geomorfología en México, el primero de ellos comprende a las provincias fisiográficas que representan grandes áreas con un origen y desarrollo similares en el país, el segundo nivel comprende las subprovincias fisiográficas las cuales reúnen características distintivas dentro de una provincia, por último se encuentran las topoformas que se refieren a un sistema de formas asociadas a un patrón estructural o de degradación.

Así, la subcuenca Valle de bravo se encuentra dominada por lomeríos de basalto y mesetas cubriendo el 88% de la superficie, las únicas topoformas con mayor intensidad de relieve son el Cerro del Calvario y el Cerro del Maguey que se encuentran clasificados como sierra volcánica con estrato volcanes y sierra alta compleja con cañadas respectivamente

Tabla 3 Topoformas en la cuenca Valle de Bravo

Topoformas	Superficie (ha)	Superficie (%)
Lomerío de basalto	6,376.46	10.4%
Lomerío de basalto con mesetas	47,760.76	77.7%
Cuerpo de agua	1,330.17	2.2%
Sierra alta compleja con cañadas	985.53	1.6%

Sierra volcánica con estrato volcanes o estrato volcanes aislados	5,025.92	8.2%
Total	61,478.84	100.0%

5.2.4. Uso de suelo en la cuenca Valle de Bravo

El uso de suelo predominante en la cuenca Valle de Bravo es la agricultura con 19,980 ha lo que representa el 32.5%, el bosque de pino ocupa 13,309 ha y representa el 21.6% de la superficie por lo que se coloca como el segundo uso de suelo con mayor superficie en la subcuenca, el bosque de pino encino es el tercer uso de suelo con mayor superficie, abarca 11,492 ha lo que representa el 18.7% del territorio de esta subcuenca

Tabla 4 Uso de suelo en la cuenca Valle de Bravo

Grupo	Uso de suelo	Superficie (ha)	Superficie (%)
Comunidades vegetales	Bosque de encino	963.7	1.6%
	Bosque de encino pino	425.1	0.7%
	Bosque de oyamel	6684.4	10.9%
	Bosque de pino	13309.0	21.6%
	Bosque de pino encino	11492.8	18.7%
	Bosque mesófilo de montaña	79.7	0.1%
	Pastizal inducido	3089.0	5.0%
Agroecosistemas	Agricultura de temporal	19980.2	32.5%
	Bosque cultivado	1790.7	2.9%
Información complementaria	Cuerpo de agua	1840.4	3.0%
	Sin vegetación aparente	329.7	0.5%
	Zona urbana	1494.3	2.4%
Total		61478.8	61478.8

La cuenca Valle de Bravo presenta diversos usos de suelo en su mayoría fragmentados, en la zona norte es posible encontrar una zona agrícola más o menos compacta aunque con diversas áreas de bosque de pino encino, en la zona sur de la cuenca podemos observar bosques de pino y bosques de pino encino mezclados con zonas agrícolas. La zona oriente de la cuenca presenta las pendientes más fuertes en la subcuenca y se encuentran cubiertas por bosques de oyamel y bosques de pino en las áreas con mayor altitud

5.2.5 Clima

La ubicación altitudinal define el clima para toda la cuenca:

((A)Cw1) en la parte baja, debajo de la cota 2200 msnm.

(Cw2) en la parte central de la cuenca, entre los 2200 a los 3000 msnm
(C(E)w2) en la parte más alta, arriba de los 3200 msnm (oriente de la cuenca)

Tabla 5 tipos de clima en la cuenca Valle de Bravo

Clima	Tipo de Clima	% Lluvias de verano	Área (ha)	%
(A)Cw ₁	subhúmedo, semicálido a templado, T medio anual < 22°C, T media mensual más fría < 18°C P/T entre 43.2 y 55.3	5 - 12 % anual	6,454.96	10.5 %
Cw ₂	subhúmedo, templado moderado T med anual entre 12° a 18 °C T mes más frío entre -3° a +18 °C P/T > 55.3	5 - 12 % anual	49,683.60	80.8 %
C(E)w ₂	Semifrío subhúmedo P/T > 55.3	5 - 12 % anual	5,409.91	8.7 %
TOTAL			61,548.47	100

Los niveles de precipitación varían entre los 1310.9 mm (cortina, en el extremo poniente) hasta los 1500 mm (extremo oriente). Las heladas se presentan según la altura sobre el nivel del mar.

Por debajo de la cota 2000 msnm nunca se presentan heladas, entre los 2000 a 2500 msnm las heladas ocurren en forma esporádica, mientras que por arriba de los 2500 msnm las heladas son frecuentes y normales durante los meses de noviembre a febrero.

El Clima es típico del Altiplano Mexicano: Árido en invierno, húmedo y lluvioso durante el verano. Según la altura tenemos 3 grandes regiones climatológicas en la cuenca, que se describen a continuación y se presentan en la **Figura XX**:

Semicálido ((A)C(w1)):

En el poniente de la cuenca, debajo de la cota 2200 msnm
Es un poco más árido que las demás zonas climatológicas.

Templado subhúmedo (C(w2)):

En la mayor parte de la cuenca (entre la cota 2200 a 3000 msnm)

Semifrío subhúmedo (C(E)(w2)):

En el extremo oriente de la cuenca (en la parte más elevada, arriba de 3000 msnm)

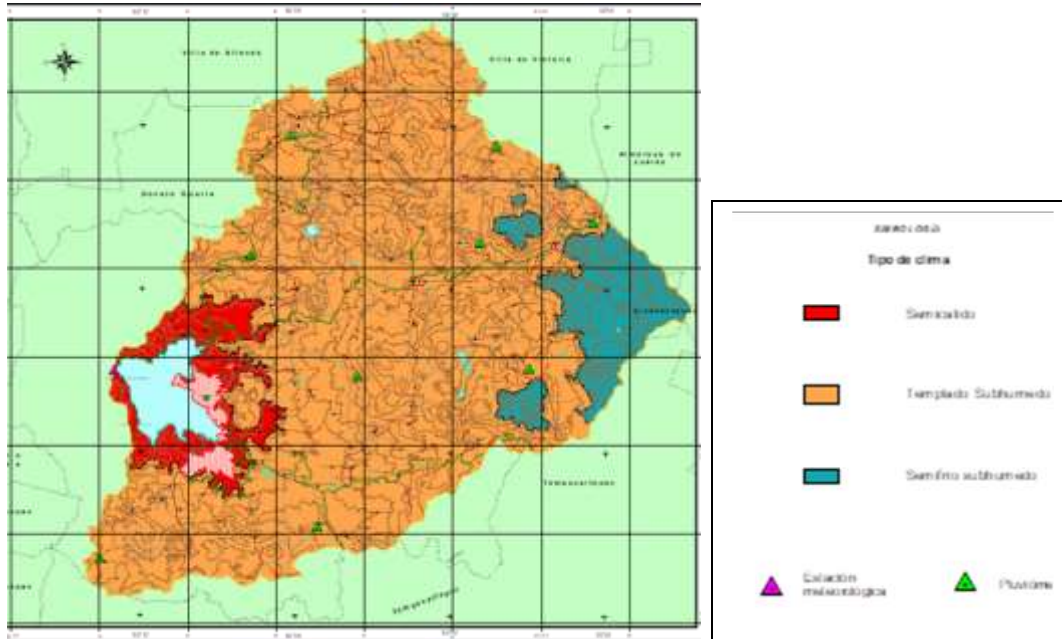


Figura 5 Tipos de climas en la cuenca Valle de Bravo

Las lluvias de verano están caracterizadas por los vientos alisios tropicales del este, que llevan humedad desde el Mar Caribe y Golfo de México. Existen movimientos convectivos, y formación de tormentas eléctricas, con mayor frecuencia sobre las serranías en el oriente y sur de la cuenca, dejando el norte y poniente de la cuenca con un poco menos precipitaciones.

Las precipitaciones son un poco menores que en el Valle de México y Valle de Toluca, ya que se encuentra en la "Sombra de la Lluvia" de la masa de montañas, que se compone el Nevado de Toluca, ya que se encuentra al poniente de éste. Pero es bastante alta, para contar con un clima. Dentro de la cuenca los niveles de precipitaciones son mayores en el sur y este, descendiendo gradualmente hacia el norte y oeste .

También existen lluvias en invierno, con menor frecuencia, pero existen debido a la penetración de masas de aire polar.

Se tiene una estimación de precipitaciones entre 1310 mm en la zona poniente y 1500 mm en la extrema oriente. El clima se define como sub húmedo, la temperatura oscila entre semifrío y semicálido, de acuerdo a la altura de la zona de interés. A localizaciones mayores a 2000 msnm se presentan heladas frecuentes. Por lo anterior se identifican tres grandes regiones climatológicas: semicálido subhúmedo, templado subhúmedo y semifrío subhúmedo. La primera corresponde a la zona poniente de la cuenca por elevaciones abajo de los 2200 msnm, la segunda entre las elevaciones de 2200 a 3000 msnm, finalmente, la tercera en las elevaciones mayores a los 3000 msnm

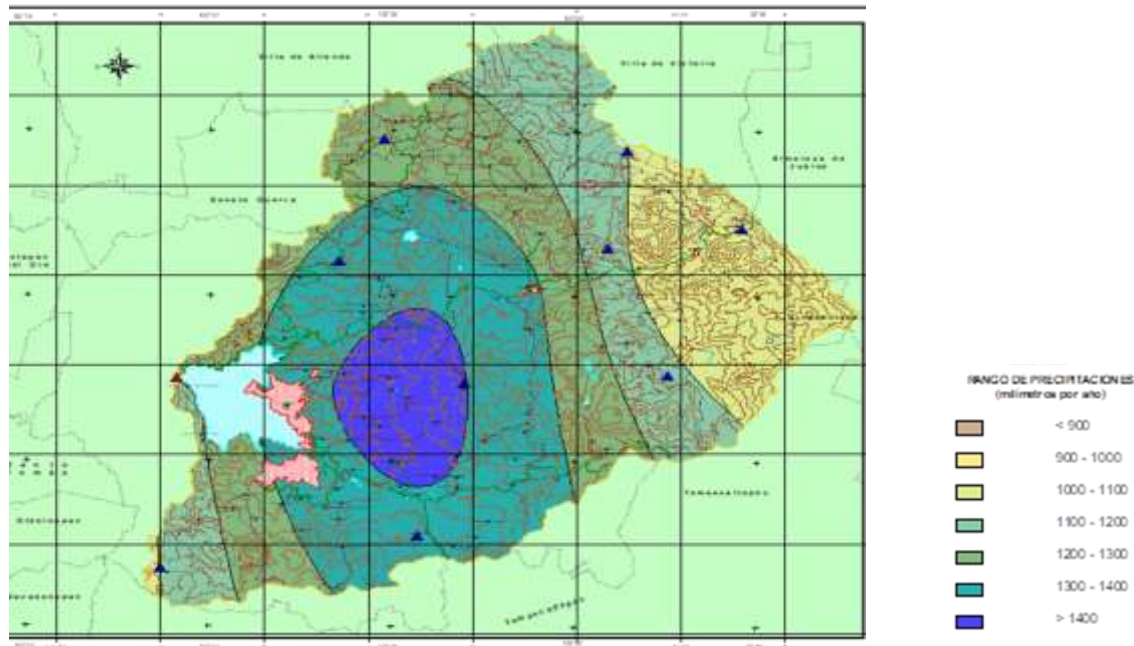


Figura 6 Precipitación media en la cuenca Valle de Bravo

Las Temperaturas dependen de la altura sobre el nivel del mar. Así los climas más fríos se encuentran en las partes más altas, y los templados-semicálidos en las partes más bajas..

5.2.6 Hidrología

La cuenca de la presa Valle de Bravo es una importante “generadora de agua” del Sistema Cutzamala para abastecer a las Ciudades de Toluca y México.

De las 61548.47 ha de la superficie total de la cuenca, 89.40 % (55,009.78 ha) se encuentran en alturas superiores a los 2000 msnm, de esas 30,632.89 ha (49.8 % del total) están arriba de 2500 msnm, de esas 5,481.87 ha (8.9 % del total) se ubican arriba de los 3000 msnm. Esta abundancia de agua fue la causa principal para la construcción de la presa, primero para generar electricidad, después para enviar el vital líquido hacia el valle de México.

En toda la cuenca abundan los cauces perennes de aguas limpias y cristalinas, alimentados por manantiales, los cuales existen en toda la cuenca (oriente, centro y sur), en especial en las áreas boscosas, a diferentes niveles de altura. En el norte, (cuenca cerrada de San Simón, y el norte de las subcuencas del Arroyo El Arenal), debido a la falta de superficies forestales, la cantidad y el volumen de manantiales es menor, así los cauces son más efímeros.

En toda la cuenca Valle de Bravo existen manantiales, corrientes permanentes, corrientes intermitentes, sumideros o grietas, donde el agua desaparece, y manantiales, donde vuelve aparecer. Hay zonas sumamente permeables, sin cauces superficiales, como son las cenizas volcánicas y los campos de lava, y áreas impermeables, como son las rocas basálticas y granitos.

Los manantiales y los cauces perennes son aprovechados para riego, el agua se desvía a curva de nivel por tomas y canales, revestidos y no revestidos, abiertas o entubados. Hay 608 km de canales en toda la cuenca de Valle de Bravo.

Los manantiales también son aprovechados por agua potable para las comunidades, caseríos y casas aisladas a través de tuberías de acero, concreto de asbesto, y mangueras de hule.

En la temporada de secas, toda el agua de la cuenca alta y media del río Amanalco y del río Los Hoyos y La Alameda es aprovechado para riego. Estos ríos vuelven a ser recargados por manantiales en las cuencas bajas, que llegan hasta la presa.

Tabla 6 Tipos de cauce en la cuenca Valle de Bravo

Tipo cauces	Longitud (km)
Acueducto subterráneo en operación	27.73
Acueducto superficial en operación	9.80
Canal	40.86
Corriente de agua intermitente	798.09
Corriente de agua perenne	230.45
	1,106.93

5.3 Estimación de sedimentos mediante el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) en la cuenca Valle de Bravo

Existe gran escasez de información referente a la producción y dinámica de sedimentos en la cuenca Valle de Bravo, a pesar de que se reconoce que éstos acarrear consigo contaminantes en forma de nutrimentos y agroquímicos que terminan depositándose en el embalse. Por ello, se eligió realizar una modelación utilizando el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para estimar la producción de sedimentos en la cuenca.

El modelo SWAT es un modelo hidrológico que se utiliza para el manejo de los recursos naturales (agua, suelo, planta) para obtener las relaciones de causa-efecto, en la simulación de escenarios y predicción de los fenómenos físicos, por evento o de frecuencia rara, a corto, mediano y largo plazo.

El objetivo del modelo es el de predecir el efecto del manejo del suelo y la vegetación, sobre la producción de agua y sedimentos, en cuencas no instrumentadas, y es útil en predicciones hidrológicas de largos períodos con diversas propuestas de manejo.

Los resultados alcanzados con la aplicación del modelo SWAT se presentan a continuación:

La disponibilidad de información hidrométrica es limitada, por un lado el período en que se tuvo monitoreo terminó en 1994 para la estación hidrométrica 18279, es descrita por BANDAS, de la siguiente manera: "El objeto de la estación hidrométrica Carrizal fue conocer las aportaciones del arroyo Carrizal a la presa Valle de Bravo. La estación se encontraba situada sobre el arroyo del mismo nombre dentro del municipio de Valle de Bravo, estado de México; a 300 m aguas arriba de la confluencia del arroyo a la presa". Se encontraron dos estaciones más, sin embargo las coordenadas geográficas reportada por BANDAS, las ubica fuera del municipio de Valle de Bravo, incluso fuera del estado de México. Al desconocer su ubicación precisa, se delimitaron las cuencas de aportación a cada una de ellas a partir de la descripción. A continuación se menciona dicha descripción para éstas:

Estación 18001, San José Macaltepec:

- La estación se encuentra dentro del municipio de Valle de Bravo, estado de México; sobre el río San José Malacaltepec a tres kilómetros aguas arriba de la cortina de la presa Tilóstoc; a 3.8 km al nor-noreste de la presa Valle de Bravo
- El acceso a la estación se logra partiendo de Valle de Bravo, Méx. rumbo al poblado Colorines, 15 km hasta la cortina de la presa Tilóstoc; de donde se continúa por una brecha hacia aguas arriba por la margen derecha
- El objetivo de la estación fue determinar el régimen de la corriente para utilizar sus aguas en el Sistema Hidroeléctrico Miguel Alemán.

Estación 18489, El Salto:

La estación " El Salto " se encontraba situada sobre el arroyo Amanalco o El Salto a unos 2250 m aguas arriba de donde el arroyo vierte a la presa Valle de Bravo, Méx., y arriba de la carretera que va a Valle de Bravo, Méx.

El acceso al sitio en que funciona la estación se logra partiendo de la población de Valle de Bravo, Méx. hacia el norte rumbo a Amanalco de Becerra, hasta la altura del 67+000 (4 Km desde Valle de Bravo) sobre el puente por donde cruza el arroyo Amanalco

- La estación tuvo como objeto determinar los volúmenes que aporta el arroyo Amanalco a la presa Valle de Bravo junto con los desfuegos de la planta hidroeléctrica Martínez De Meza.

En cuanto a la información de variables meteorológicas, existen cuatro estaciones dentro de la cuenca Valle de Bravo que de acuerdo al SMN presentan más de 25 años de datos. La

mayoría de ellas presentan información desde 1969 al año 2000, para el periodo 2000 a 2015, los datos son escasos en todas ellas.

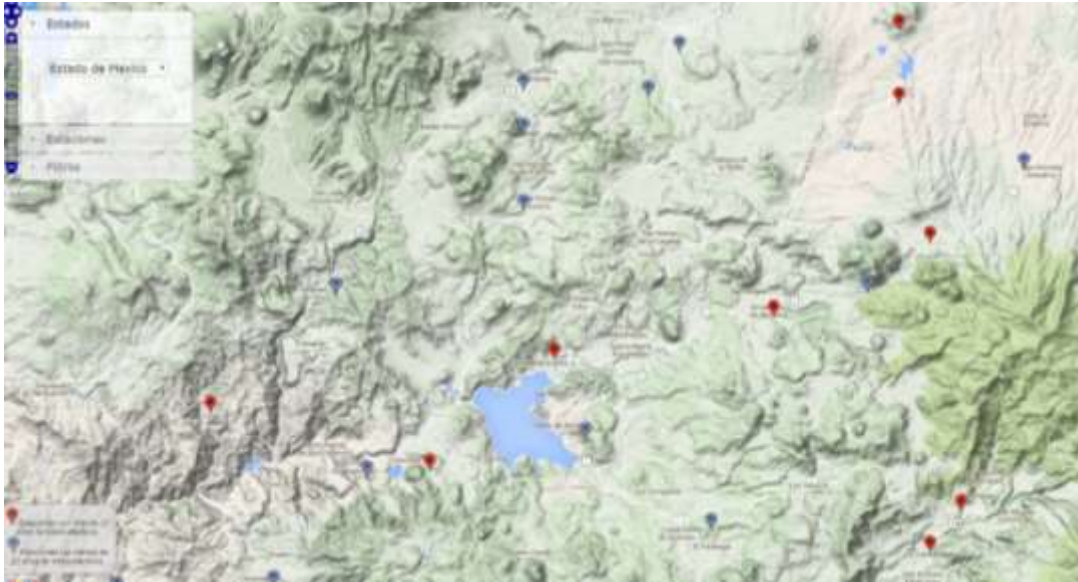


Figura 7 Estaciones meteorológicas en la cuenca Valle de Bravo

Para el proceso de calibración y validación, con base en la disponibilidad de información meteorológica e hidrométrica, seleccionando el periodo 1977 a 1980 para la calibración y de 1981 a 1985 para la validación.

En la Figura siguiente se presenta de manera gráfica el comportamiento del gasto medio mensual simulado y observado para la estación Carrizal, en el periodo seleccionado para la calibración, se observa que el modelo subestima el gasto observado, mientras que existe un mejor ajuste en los años seleccionados para la validación

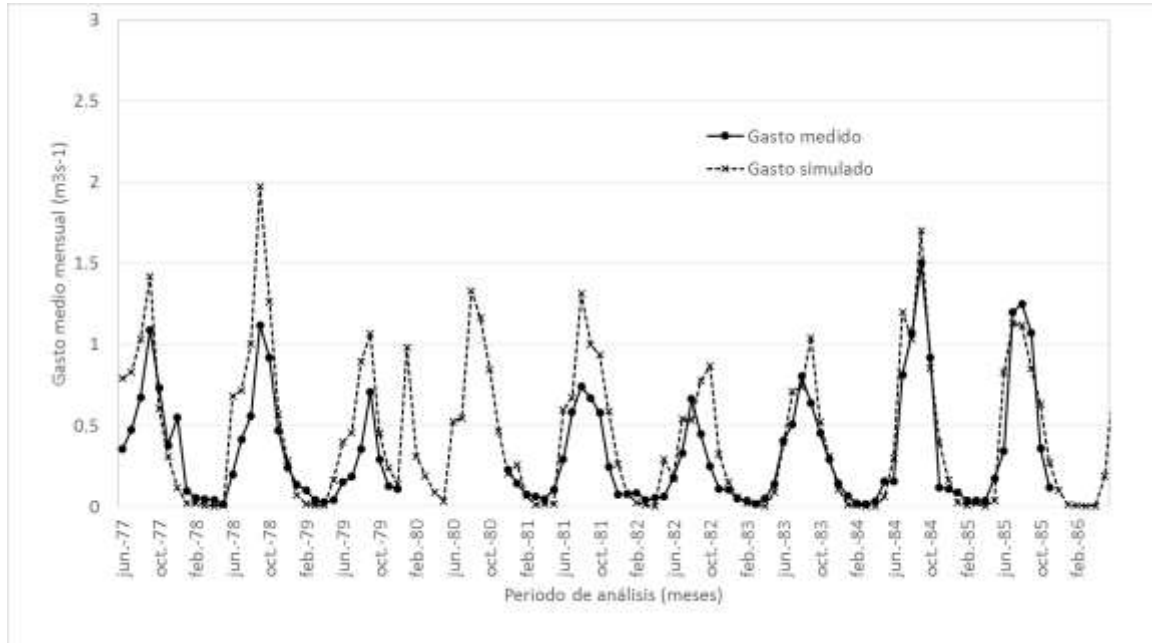


Figura 8 Gasto medido y simulado en el período de junio de 1977 a marzo de 1985

Para el período de calibración, el valor de R^2 fue de 0.8025, el cual se considera apropiado para analizar otro periodo y con esto validar el ajuste del modelo a la respuesta hidrológica de la cuenca Valle de Bravo.

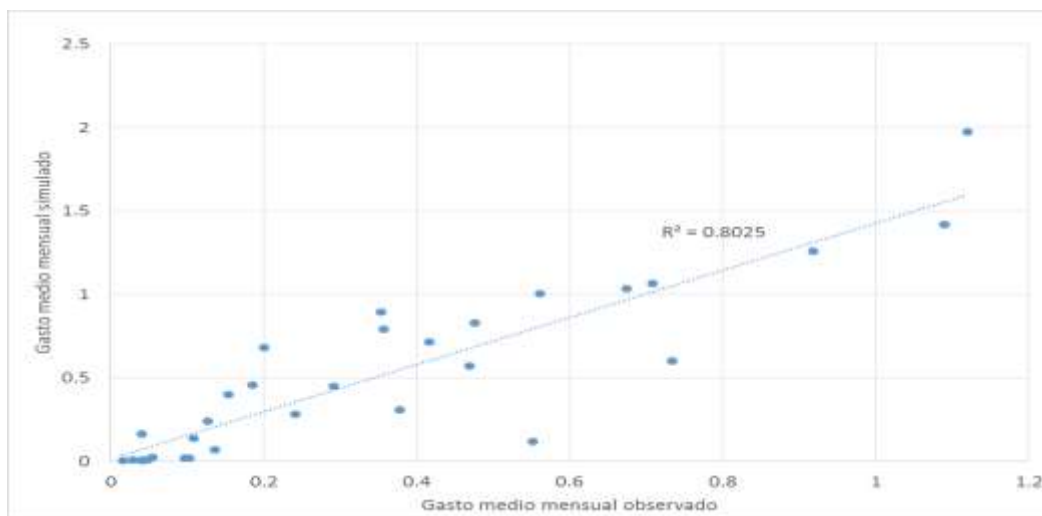


Figura 9 Correlación entre valores de gasto simulados y observados en el área de aporte a la estación Carrizal para el período de calibración del modelo

El resultado de la validación del modelo resultó en un valor de R2 fue de 0.8106 , con lo que se confirma el ajuste del modelo

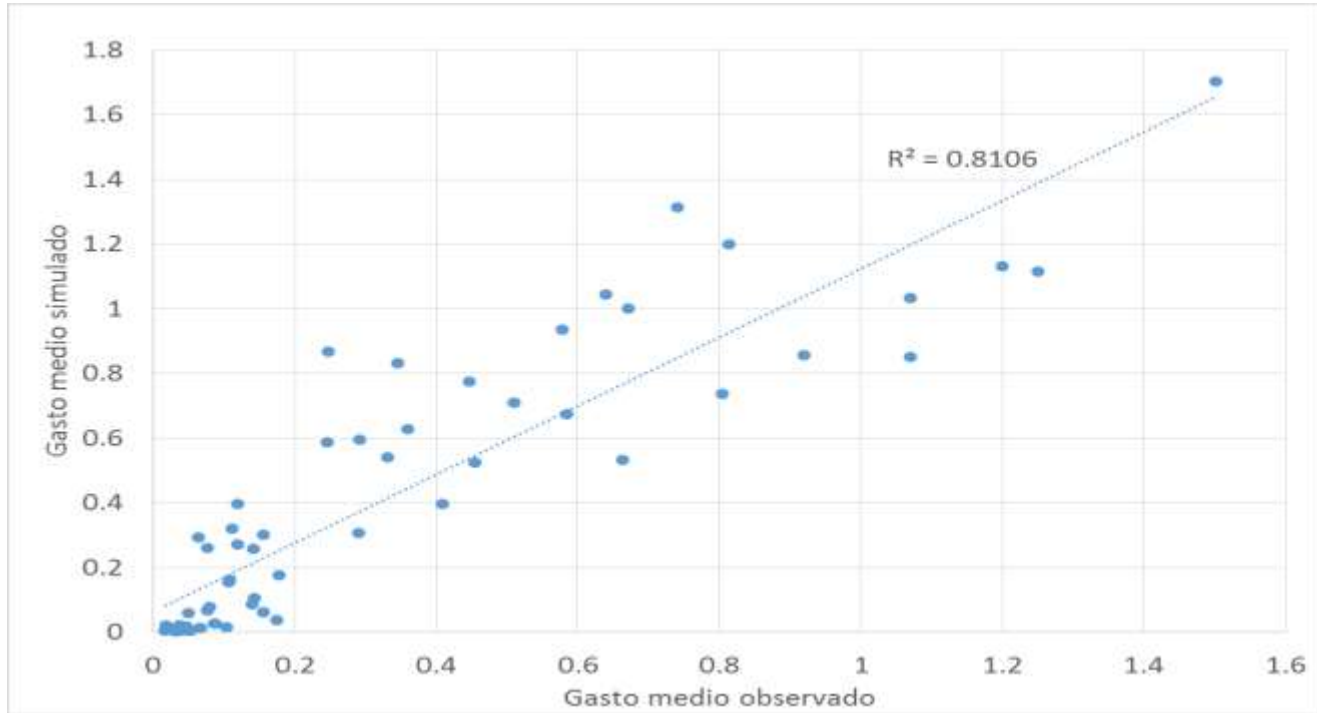


Figura 10 Correlación entre valores de gasto simulados y observados en el área de aporte a la estación Carrizal para el período de validación del modelo SWAT

Con base en lo anterior se hizo la modelación a nivel de la cuenca Valle de Bravo, obteniendo el resumen de los resultados siguientes:

Nótese la cantidad de 4.06 ton/ha anual de aportación de sedimentos

Tabla 7 Resultados del modelo SWAT aplicado en la cuenca Valle de Bravo

Cuenca.	Lámina (mm)					ton/ha	
	PP	ETV	ESC	FLUJO SUB.	PROD AGUA	PROD SEDIM	
Valle de Bravo	1,191.95	545.2	43.84	265.33	628.29	4.06	

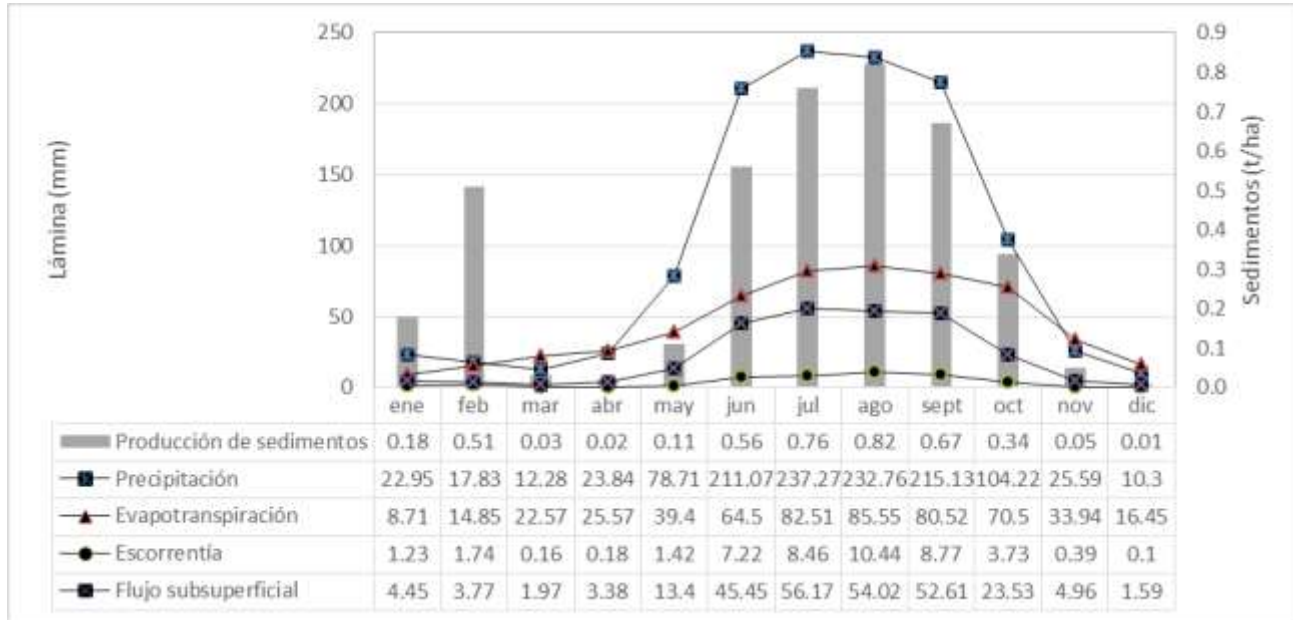


Figura 11 Balance hídrico general en la subcuenca Valle de Bravo y producción de sedimentos

En cuanto a la distribución de los parámetros evaluados con el modelo SWAT, la siguiente figura muestra el comportamiento de los valores medios anuales de precipitación, escorrentía, flujo subsuperficial, producción de sedimentos y aportación de Nitrógeno y Fósforo totales a la salida de la cuenca Valle de Bravo. Los valores señalados se refieren a la cantidad de dichos elementos que llegan a la presa.

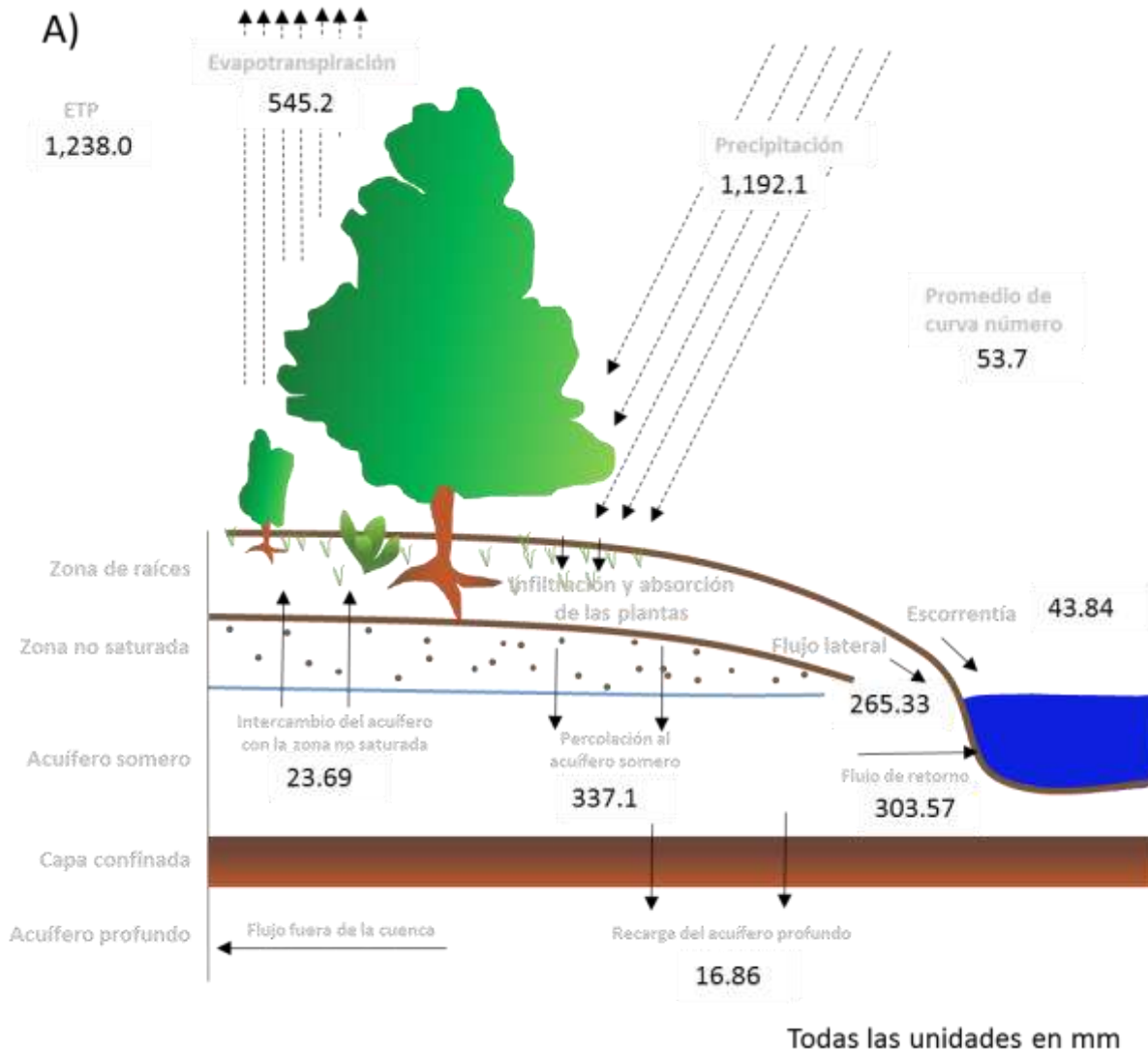


Figura 12 Visualización del balance hídrico en la cuenca Valle de Bravo

De forma integrada, en la figura siguiente, se muestra el balance hídrico, la producción de sedimentos y la producción de contaminantes en la cuenca

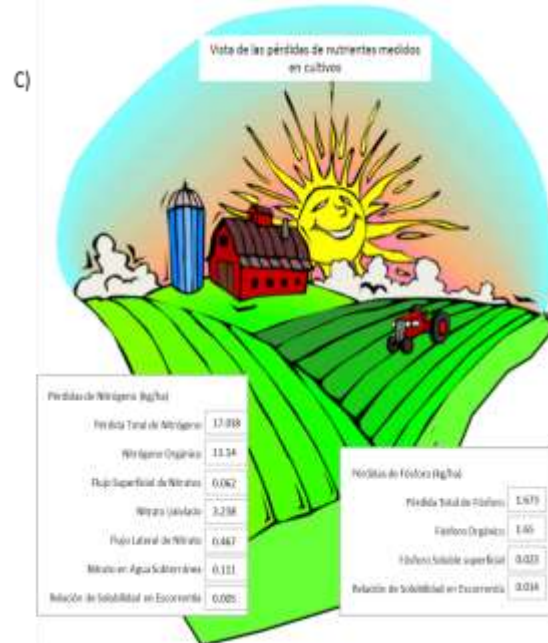
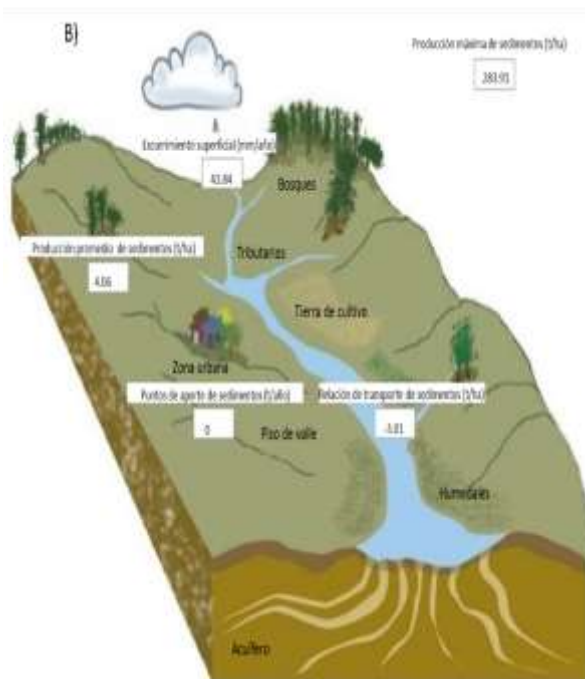
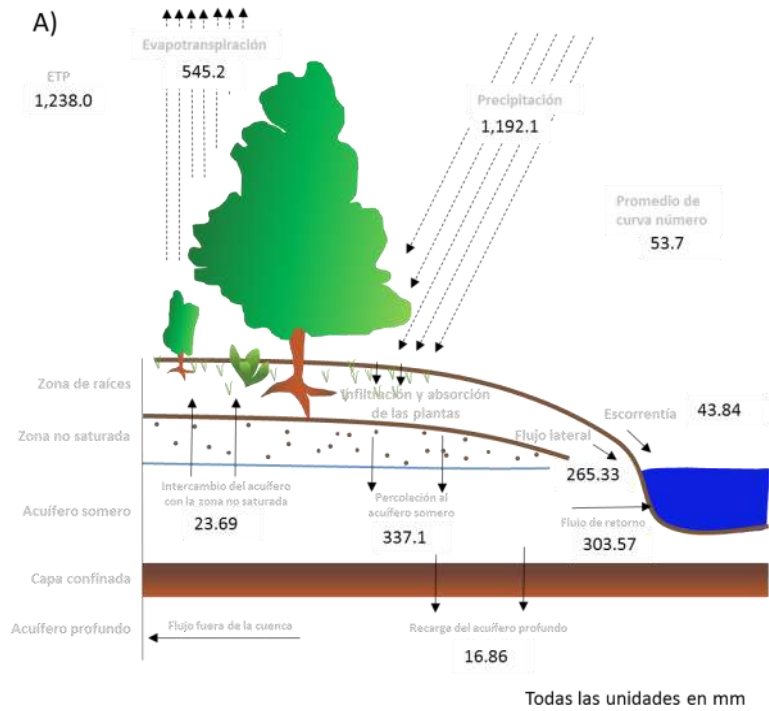


Figura 13 Balance hídrico general (a), producción de sedimentos (b) y contaminantes (c) en la cuenca Valle de Bravo

5.4 Estudio topobatimétrico de la cuenca Valle de Bravo

Se realizó el acopio de la información del más reciente estudio topobatimétrico realizado en la cuenca Valle de Bravo, correspondiendo al estudio realizado en el año 2008 por la empresa Fotogrametría y Servicios Profesionales (FYSPSA) contratada por la CONAGUA.

El resumen de los resultados más relevantes se presenta enseguida:

Referente a la curva Elevación-Áreas-Capacidades, ésta fue interpretada con la información topográfica y topobatimétrica generada durante el estudio, esta última a intervalo de 0.50 m. Además de lo anterior se generó una relación valores numéricos de ELEVACIONES, AREAS Y CAPACIDADES a intervalo de 0.01m, información obtenida por interpolación de curvas topobatimétricas.

De la información recopilada, planos topobatimétricos de los años 1993, 1979 y 1999 se encontraron planos clasificados con el número 5.5.2.1 y otro sin número con escala 1:10,000, ambos muestran curvas topobatimétricas y la grafica de ELEVACIONES-ÁREAS-CAPACIDADES, planos que se referenciaron al Sistema ITRF-92 Época 1988.0 (GRS-80) para posicionar en ellos las 7 secciones de control de azolve navegadas para definir el espesor acumulado en los últimos 9 años de operación. Se observa en estos perfiles una semejanza del fondo del vaso. Comparando los valores en capacidad al NAMO, NAME y CORONA, las diferencias en espesor que arrojan los sedimentos durante los años 1999 al 2008, son pequeños y con espesor medio de 0.045 m.

La presa Valle de Bravo, originalmente tenía una capacidad útil (al NAMO) de 403Mm³ a la elevación 1,782.61 m. en la actualidad tiene una capacidad útil a esta misma elevación (NAMO) de 393.442 Mm³, consecuentemente el volumen de azolve acumulado en 61 años de operación es de 9.55 Mm³ equivalente a un 2.37% en pérdida de capacidad, por lo que se deduce que con buen mantenimiento en la estructura de obra ingeniería civil, y limpieza ésta presa seguirá funcionando un período considerable.

Tabla 8 Comparación de elevaciones capacidades en dos años diferentes

Nº	CONCEPTO	ELEVACIÓN	CAPACIDAD		PERDIDA DE CAPACIDAD Mm ³	PERDIDA EN %
			1947	2008		
1	CORONA	1,788.11	No reporta	500.142		
2	NAME	1,785.61	457	450.75	(-) 6.25	(-) 1.37
3	NAMO	1,782.61	403.0	393.44	(-) 9.56	(-) 2.37

Esta comparativa indica que el volumen de azolve anual es de $9.56 \text{ Mm}^3 \div 61 \text{ años} = 0.16 \text{ Mm}^3 = 160,000.0 \text{ m}^3$

Esto confirma lo indicado en párrafo anterior, es decir, que el vaso a la fecha ha perdido una capacidad anual de almacenamiento de aproximadamente 0.16 Mm^3 un 2.37% de la capacidad total. Esto representa un depósito anual de sedimentos de $160,000 \text{ m}^3$

En 61 años de operación la presa ha perdido una capacidad de 9.56 Mm^3 . La pérdida de capacidad se observó al realizar la comparativa de las tablas recolectadas. Con la información generada en el presente estudio se dibujo la curva y se generaron las tablas numéricas de ELEVACIONES-ÁREAS-CAPACIDADES. En esta tabla se observa un volumen almacenado al NAMO de 393.442 Mm^3 .

Tabla 9 Áreas capacidades en 2 periodos de la cuenca Valle de Bravo

CAPACIDADES 1977-2008						
Nº	CONCEPTO	ELEVACIÓN SISTEMA C.N.A.	CAPACIDAD EN Mm^3		DIFERENCIA	
			1977	2008	EN Mm^3	EN %
1	CORONA	1,788.11	499.35	500.142	(+) 0.79	+ 0.00
2	NAME	1,785.61	449.42	450.749	(+) 1.33	+ 0.00
3	NAMO	1,782.61	349.83	393.44	(+) 43.61	+ 12.4
ÁREAS 1977-2008						
Nº	CONCEPTO	ELEVACIÓN SISTEMA C.N.A.	SUP. EN HECTÁREAS		DIFERENCIA	
			1977	2008	EN ha.	EN %
1	CORONA	1,788.11	1,966.40	2,006.40	+100.00	+ 2.03
2	NAME	1,785.61	1,919.00	1,945.65	+ 26.65	+ 1.39
3	NAMO	1,782.61	1,801.99	1,868.74	+ 66.75	+ 3.70

Lo relevante del estudio es que consigna una tasa de sedimentación baja, y menciona que el poco acarreo de sedimentos se debe a que la cuenca está cubierta de árboles lo que no permite deslave o erosión de suelos.

5.5 Revisión de modelos de predicción de gases de efecto invernadero en embalses

Se realizó una búsqueda de los modelos que actualmente se están aplicando para la estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en embalses, seleccionando cuatro de ellos para analizarlos y validarlos aplicándose en la cuenca Valle de Bravo: GRAT, Barros, LIMA y G-Rees Tool. Enseguida se presentan directamente los resultados encontrados:

5.5.1 Resultados obtenidos con el modelo GRAT

Para la herramienta de valoración de GEI generada por la UNESCO se consideraron los valores siguientes: edad del reservorio 73, Temperatura media anual 27 °C, escurrimiento medio anual 81.84 mm y precipitación media anual 100 mm, para este último dato se consideró el límite inferior de interpolación. Con estos valores se tiene que:

El flujo de gases CO₂ por día por unidad de superficie para la edad del reservorio se estimó en 302 mg, lo cual de acuerdo a los valores de calibración manejados lo deja en un nivel medio de emisión con un intervalo de confianza del 67%. Por otro lado, la proyección a 100 años, indica que la emisión es de 521 mg por unidad de superficie por día. Lo anterior, indica que no se requieren medidas de mitigación

Tabla 10 Emisiones de CO₂ predichas con el modelo GRAT a 73 años de embalsamiento

Period for estimation	Predicted gross * annual CO ₂ flux (mg C-CO ₂ m ⁻² d ⁻¹)			
	Predicted value	67% confidence interval		Compared to calibration dataset
		Lower limit	Upper limit	
Selected Reservoir Age	302	131	695	MEDIUM
Average over 100 years	521	480	566	MEDIUM

La siguiente ilustración muestra la predicción de GEI (línea continua) y los límites inferior y superior del intervalo de confianza (línea punteada). Es importante mencionar que, la máxima producción de CO₂ se presenta en los primeros años; luego de 60 años la emisión de GEI se estabiliza, convirtiéndose en un valor constante

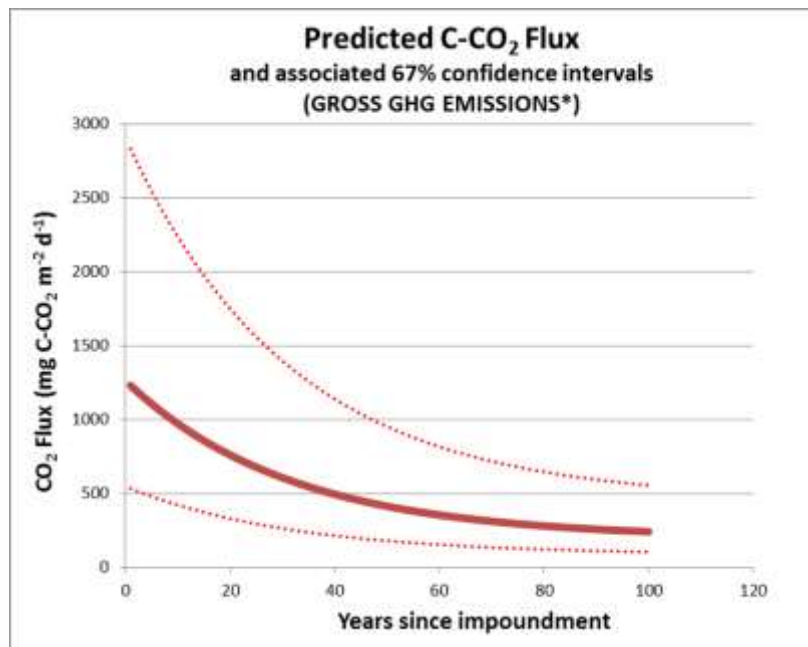


Figura 14 Predicción de emisión de CO₂ en función de los años de inundación, modelo GRAT

Por otro lado, el flujo predicho de CH₄ para la edad del reservorio es de 416 mg por unidad de superficie por día, mientras que para la proyección a 100 años es de 456 mg por unidad de superficie por día, ambos calculados con un intervalo de confianza del 67%. Para el metano de acuerdo a la proyección del modelo, indica que se deben realizar medidas de mitigación y corrección con el fin de disminuir las emisiones de los gases.

Tabla 11 Emisiones de CH₄ predichas con el modelo GRAT a 73 años de embalsamiento

Period for estimation	Predicted gross* annual CH ₄ diffusive flux (mg C-CH ₄ m ⁻² d ⁻¹)			Compared to calibration dataset
	Predicted value	67% confidence interval		
		Lower limit	Upper limit	
Selected Reservoir Age	416	117	1476	HIGH
Average over 100 years	456	402	518	HIGH

La siguiente ilustración muestra la producción de CH₄ en función de la edad del embalse, es posible observar que en los primeros 20 años se presenta la máxima emisión, volviéndose constante luego de 30 años.

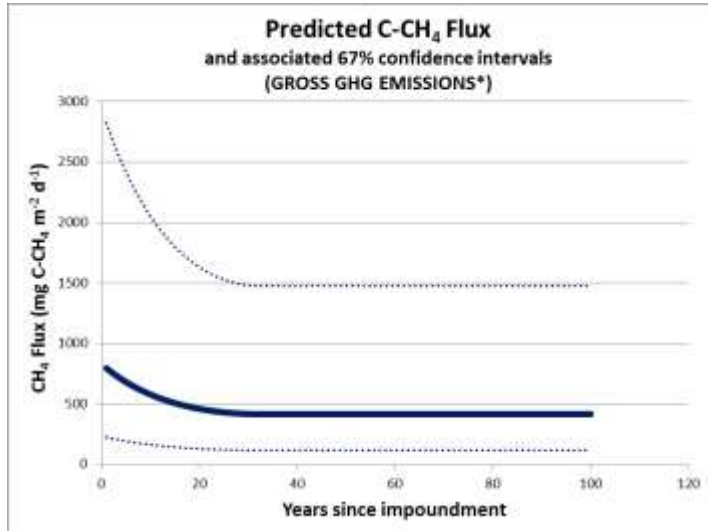


Figura 15 Predicción de la emisión de CH₄ en función al tiempo de inundación, modelo GRAT

5.5.2 Resultados obtenidos con el modelo Barros

De acuerdo con la proyección realizada con este modelo a los 73 años, se tiene una emisión de 318.31 mg de CO₂ por unidad de superficie por día, inicialmente el flujo de CO₂ es menor a la propuesta por el modelo GRAT, sin embargo al estabilizarse este supera lo pronosticado por el primer modelo. Otra característica importante es que la proyección del flujo se encuentra en las proximidades del límite inferior del intervalo de confianza. Finalmente, en este modelo existe una caída pronunciada del flujo de gases en los primeros años, posterior al embalsamiento

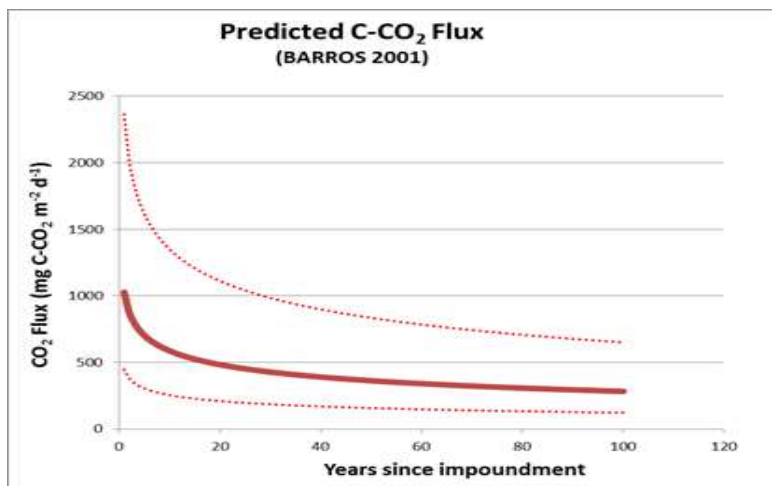


Figura 16 Predicción de la emisión de CO₂ en función al tiempo de inundación, modelo Barros

Así mismo, la siguiente ilustración muestra la proyección de flujo de gas CH₄ de 17.05 mg por unidad de superficie por día, observando que el flujo se genera mayormente en los primeros 10 años de proyección, posterior a este tiempo las emisiones se vuelven prácticamente constantes. La proyección subestima el flujo neto del embalse al considerar menos parámetros para su cálculo

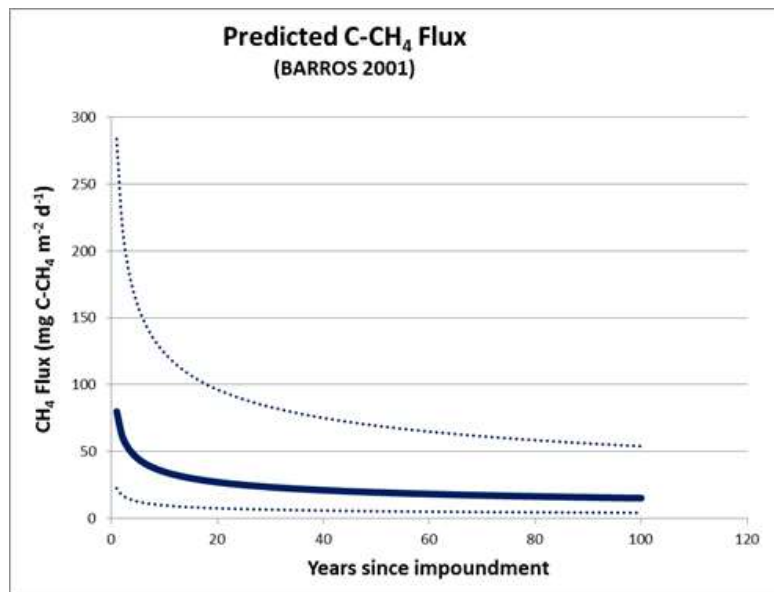


Figura 17 Predicción de la emisión de CH₄ en función al tiempo de inundación, modelo Barros

5.5.3 Resultados obtenidos con el modelo LIMA

Este modelo indica que el flujo neto de CO₂ generado a los 73 años de embalsamiento es de 551.8491 mg por unidad de superficie por día. Posteriormente el flujo de gas tiende a ser constante. De acuerdo al modelo, este parece sobrestimar el flujo neto de gas proveniente del embalse. La siguiente ilustración muestra el comportamiento del flujo de CO₂ en función de los años posteriores al proceso de embalsado

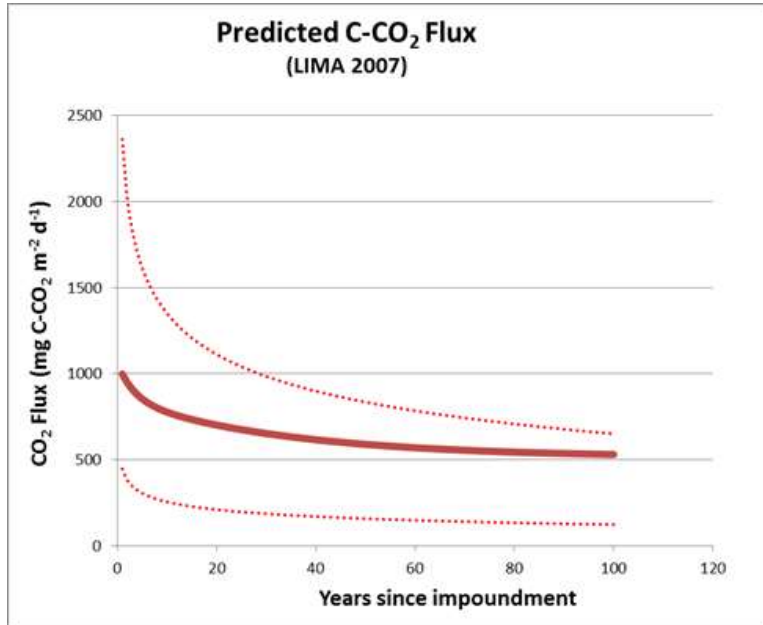


Figura 18 Predicción de la emisión de CO₂ en función al tiempo de inundación, modelo Lima

Finalmente, la siguiente ilustración muestra el comportamiento de la emisión de CH₄, la cual resulta ser constante, al depender exclusivamente del área del embalse. Para poder afinar el uso de este modelo, es necesario conocer la tasa de cambio de uso de suelo o aumento de superficie del espejo de agua. De acuerdo con esto, no existe un decremento en la tasa de emisión

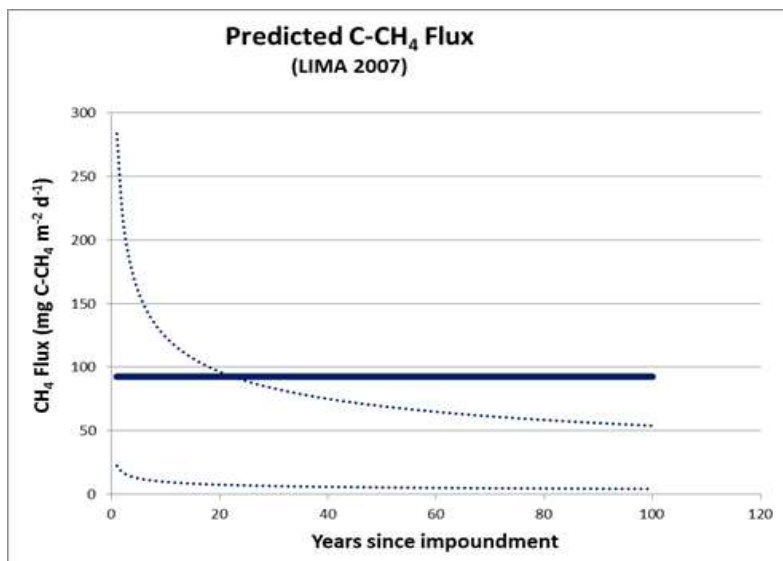


Figura 19 Predicción de la emisión de CH₄ en función al tiempo de inundación, modelo Lima

5.5.4 Resultados obtenidos con el modelo G-Ress-Tool

Este modelo, no permite realizar una proyección de la emisión de GEI, sin embargo, realiza un balance de las emisiones presentes debidas a diferentes procesos físico-químicos en el embalse, tanto previo como posterior al embalsamiento.

Los resultados de este balance pueden obtenerse con la información de la base de datos cargada en el sistema de la UNESCO, con la información recolectada en campo o en su caso una combinación de ambos. Para el caso de la cuenca Valle de Bravo, se utilizó la base de datos obtenida para la modelación con el SWAT

Tabla 12 Variables utilizadas en el modelo Gres-Tool para la cuenca Valle de Bravo

Variable	Unidad	Valor
Área de la cuenca	Km ²	65.8454
Perímetro de la cuenca	km	36.0106
Escurrimiento Medio	mm/año	816
Pendiente	°	2.6090
Densidad Poblacional	Personas/km ²	90.0033
Población	personas	5927
Cultivo	%	5.0064
Bosques	%	49.9358
Pradera	%	13.6071
Asentamientos	%	2.3106
Cuerpos de Agua	%	29.1399
Precipitación Media Enero	mm/año	19.4190
Precipitación Media Febrero	mm/año	6.5921
Precipitación Media Marzo	mm/año	4.6921
Precipitación Media Abril	mm/año	10.1176
Precipitación Media Mayo	mm/año	56.7772
Precipitación Media Junio	mm/año	180.1474
Precipitación Media Julio	mm/año	205.6389
Precipitación Media Agosto	mm/año	190.6298
Precipitación Media Septiembre	mm/año	183.1152
Precipitación Media Octubre	mm/año	94.8469
Precipitación Media Noviembre	mm/año	20.5162
Precipitación Media Diciembre	mm/año	9.6698

De acuerdo con la base de datos, previo a la inundación del embalse, este funge como un sumidero de GEI, capturando 1 141 t de CO₂ por unidad de superficie por año. Posterior a la

inundación del embalse, este se convierte en un emisor de GEI, generando 2 298 tCO₂ y 8 294 tCH₄ por año. Lo anterior se traduce en 603 gCO₂ por metro cuadrado por año y 472 gCH₄ por metro cuadrado por año. La tabla siguiente muestra el balance de las emisiones de gas en el embalse Valle de Bravo.

Tabla 13 Emisión de gases predicha, modelo Gress-Tool, cuenca Valle de Bravo

Emisión Anual Predicha de CO ₂ e				
	Post-Embalse	Pre-Embalse	Antropogénico	Huella Neta de GEI
Tasa de Emisión (tCO ₂ e/m ² /año)	10 938	3 449	-	7 489
CO ₂	2 302	3 329	N/A	-1 027
CH ₄	8 636	120	-	8 516
Tasa de Emisión (gCO ₂ e/m ² /año)	621	196	-	425
CO ₂	131	189	N/A	-58
CH ₄	491	7	-	484

La tabla siguiente presenta los aportes de gas para cada una de las fuentes consideradas en el modelo G-res tool. De acuerdo a esta, el mayor aporte de gas proviene de la emisión generada por las burbujas (80%), las cuales se generan por procesos fisicoquímicos entre el sedimento y el agua. El 14% proviene del flujo difuso entre en la superficie libre del agua y el 5% final corresponde a la desgasificación del embalse.

Tabla 14 Porcentajes de acuerdo al tipo de contribución de la emisión

Percentil de emisiones Netas de GEI	66%
Contribución relativa al CH₄ por emisiones posteriores al embalsamiento	
Fracción de CH ₄ por flujo difuso de la emisión total de CH ₄ del embalse	14%
Fracción de desgasificación de CH ₄ de la emisión total de CH ₄ del embalse	5%
Fracción de CH ₄ por burbujeo de la emisión total de CH ₄ del embalse	80%

Al convertir la huella de carbono CO₂e a mg de Carbono generado se obtuvo que la presencia de CO₂, es de 171.7061 mg/m²/día, mientras que de CH₄ es de 579.4438 mg/m²/día. Al comparar el comportamiento de los diferentes modelos, se obtiene la siguiente gráfica, donde se observa que el modelo GRAT en los primeros años sobrestima la emisión de gases (CO₂), sin embargo posteriormente la proyección del modelo queda por debajo de la estimación del modelo de Lima, pero se asemeja al modelo de Barros.

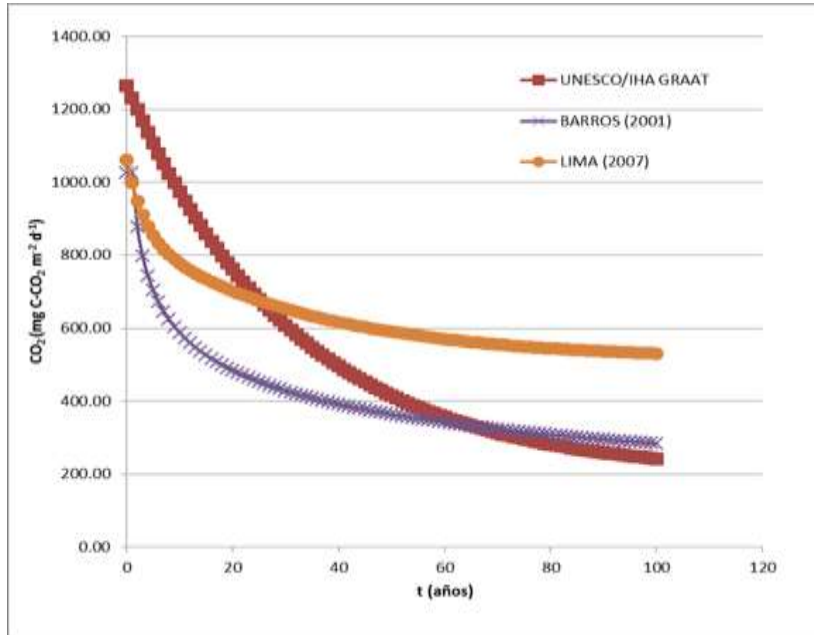


Figura 20 Comparación de emisiones de CO₂ para cada modelo

Por otro lado, el comportamiento de la emisión de CH₄ difiere en los tres modelos, pese a que los tres tienden a estabilizarse, los resultados del GRAT son mayores que el modelo de Barros y de Lima.

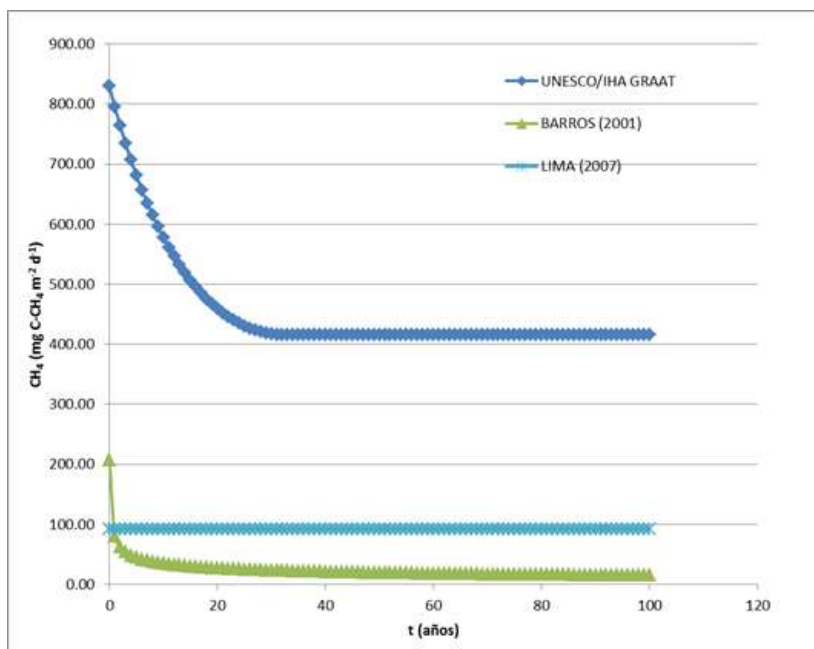


Figura 21 Comparación de emisión de gases CH₄ de los diferentes modelos

5.6 Evaluación de la calidad del agua del embalse Valle de Bravo

Con los propósitos principales de evaluar el carbono orgánico total, así como sus subproductos: carbono orgánico disuelto, carbono orgánico particulado, carbono inorgánico disuelto y el carbono inorgánico particulado, realizar *in situ* la evaluación de parámetros de campo y perfiles de los mismos, así como obtener muestras superficiales de clorofila *a* para su posterior análisis en el laboratorio del IMTA, se realizó un estudio de calidad del agua del embalse Valle de Bravo.

De acuerdo con la morfología del embalse y de acuerdo con estudios previos, se establecieron seis estaciones de muestreo en el cuerpo de agua, de modo tal que se tuviera en cuenta la influencia de los ríos y descargas tributarias, sobre todo del río Amanalco (ubicado en la zona noreste de la presa).

En cada estación, se realizaron las siguientes actividades: la lectura de la profundidad de visión del disco de Secchi (DS), medición de la profundidad total y la toma de muestras superficiales de agua del siguiente modo: a) Se obtuvo la muestra superficial a una profundidad de 0.5 m, con ayuda de la botella Van Dorn, se realizó la misma colecta para la obtención de y clorofila *a* (*Cl a*) y b) Para la obtención de muestras de hipolimnio se realizó también con la botella Van Dorn, y se consideró la colecta de tres muestras: a) una por debajo de la termoclina (entre los 11 -12 m de profundidad); b) una toma media en la zona intermedia del hipolimnio; y c) Colecta de una muestra de fondo, a 0.5 m por encima del sedimento, y cuidando de no contaminar la toma con el material del fondo del embalse.

5.6.1 Resultados en el embalse

Análisis de los parámetros de campo

En las Tablas siguientes, se presentan los resultados de campo realizados en el primer (4 y 5 de septiembre) y segundo muestreos (15 de noviembre de 2017).

La temperatura del agua superficial en septiembre se registró con un valor igual o mayor a 23 °C, con el valor máximo en las estaciones E1 Cortina y E3 Club de Yates, con 23.3 °C. Para el segundo muestreo se midieron temperaturas ligeramente más frías con un valor superficial entre de 19 y 20 °C. Por su ubicación geográfica y altitud, el embalse se clasifica como un cuerpo de agua cálido tropical (con un promedio anual mínimo igual o mayor a 15°C).

Para el mes de noviembre, el pH en la laguna se encontró ligeramente alcalina, con los dos meses muy parecidos en sus valores, ya que para el primer muestreo, se presenta un promedio de 7.73 unidades, con un ámbito de 8.80 (Club de Yates Sup.) a 6.67 unidades (Cortina a 29 m de profundidad. En general, los valores del epilimnio son más alcalinos que en el fondo del embalse. Para el segundo muestreo, se registró un promedio de 7.46

unidades, y un ámbito de valores de 7.76 unidades (Amanalco Superficial) a 7.17 unidades (Club de yates a 20 m de profundidad).

Para las estaciones superficiales el embalse y durante el primer muestreo, los valores de oxígeno disuelto (O.D.) apenas tuvieron un ámbito adecuado, que abarcó de 5.2 (Casa punta y Centro superficiales) a 6.3 mg/L (Jesucristo superficial), y cumplen con el límite máximo permitido por los Criterios Ecológicos de Calidad del agua (CE-CCA-001-89, límite mínimo permisible de 5 mg/L) para la Protección a la Vida Acuática (PVA). En contraste, los valores superficiales del mes de noviembre bajaron sensiblemente, con un promedio de 4.18 mg/L. Cabe resaltar que se presentan valores cercanos a cero en todas las estaciones y durante el mes de septiembre (< 0.17 mg/L, excepto por las estaciones Amanalco y Jesucristo). Y para noviembre, se obtuvo una mezcla de la columna de agua, con valores ligeramente mayores de O.D. por encima de los 1.4 mg/L.

Tabla 15 Resultados de los parámetros de campo en un nivel superficial y tres niveles de hipolimnio, en Valle de Bravo, Méx. (muestreos del 4 – 5 de septiembre de 2017).

Estación	Nombre	Temp. del agua	C.E.	OD	SDT	pH	Redox	Disco de Secchi
		(°C)	(uS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(unidades)	(mV)	(m)
E1 VBA	Cortina Sup.	23,3	152	5,3	99	8,68	184	2,00
E1 VBB	Cortina a 12 m	21,6	161	0,3	105	7,42	14	
E1 VBC	Cortina a 21 m	20,6	168	0,1	109	6,99	-126	
E1 VBD	Cortina a 29 m	20,3	175	0,1	120	6,67	-148	
E2 VBA	Centro Sup.	23,2	151	5,2	98	8,70	91	2,10
E2 VBB	Centro a 12 m	21,6	155	0,2	101	7,38	-34	
E2 VBC	Centro a 20 m	20,6	168	0,1	109	6,99	-133	
E2 VBD	Centro a 27 m	20,5	174	0,1	113	6,84	-159	
E3 VBA	Club Yates Sup.	23,3	149	6,1	97	8,80	62	1,51
E3 VBB	Club Yates a 12 m	22,0	147	1,3	95	7,79	88	
E3 VBC	Club Yates a 16 m	21,4	146	0,9	95	7,50	96	
E3 VBD	Club Yates a 20 m	20,7	166	0,2	109	6,88	-92	
E4 VBA	Frente a Amanalco Sup.	23,0	154	6,2	100	8,48	214	1,20
E4 VBB	Frente a Amanalco a 7 m	20,6	152	6,7	99	8,06	206	
E5 VBA	Jesucristo Sup.	23,2	151	6,3	98	8,72	182	1,38
E5 VBB	Jesucristo a 12 m	22,1	156	3,5	102	7,99	199	
E5 VBC	Jesucristo a 14 m	21,9	156	3,5	101	7,83	202	
E5 VBD	Jesucristo a 16 m	21,6	152	4,7	99	7,89	-81	
E6 VBA	Casa Punta Sup.	23,0	144	5,2	97	8,64	191	2,21
E6 VBB	Casa Punta a 12 m	21,7	149	0,3	103	7,44	-19	
E6 VBC	Casa Punta a 14 m	21,5	149	0,2	104	7,26	-70	
E6 VBD	Casa Punta a 16 m	21,3	156	0,2	109	7,02	-96	
	Promedio	21,78	156,0	2,57	102,8	7,73	35,1	1,73
	Valor máximo	23,30	175,0	6,66	120,0	8,80	214,1	2,21
	Valor mínimo	20,35	143,9	0,12	95,0	6,67	-158,5	1,20

Estación	Nombre	Temp. del agua	C.E.	OD	SDT	pH	Redox	Disco de Secchi
	Valor prom. Epilimnio	23,18	150,22	5,70	98,17	8,67	153,83	
	Valor prom. Hipolimnio	21,26	158,13	1,39	104,56	7,37	-9,49	

Tabla 16 Resultados de los parámetros de campo en un nivel superficial y tres niveles de hipolimnio, en Valle de Bravo, Méx. (muestreos del 15 de noviembre de 2017).

Estación	Nombre	Temp. del agua	C.E.	OD	SDT	pH	Redox
		(°C)	(uS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(unidades)	(mV)
E1 VBA	Cortina Sup.	19,8	143	4,6	93	7,48	139
E1 VBB	Cortina a 12 m	19,5	143	2,1	93	7,42	204
E1 VBC	Cortina a 21 m	19,5	143	1,6	93	7,33	221
E1 VBD	Cortina a 29 m	19,4	146	1,4	95	7,33	16
E2 VBA	Centro Sup.	20,0	142	4,6	92	7,69	187
E2 VBB	Centro a 12 m	19,5	143	2,1	93	7,43	204
E2 VBC	Centro a 20 m	19,5	143	1,6	93	7,38	215
E2 VBD	Centro a 27 m	19,3	152	1,5	99	7,23	26
E3 VBA	Club Yates Sup.	19,9	142	4,7	92	7,68	185
E3 VBB	Club Yates a 12 m	19,6	141	1,7	92	7,43	201
E3 VBC	Club Yates a 16 m	19,4	142	0,1	93	7,34	76
E3 VBD	Club Yates a 20 m	19,1	145	1,5	94	7,17	43
E4 VBA	Frente a Amanalco Sup.	20,3	143	3,5	93	7,76	213
E4 VBB	Frente a Amanalco a 7 m	18,6	147	3,2	101	7,30	95
E5 VBA	Jesucristo Sup.	20,2	142	4,6	93	7,75	215
E5 VBB	Jesucristo a 12 m	19,6	143	2,1	93	7,44	226
E5 VBC	Jesucristo a 14 m	19,6	143	2,1	93	7,44	228
E5 VBD	Jesucristo a 16 m	19,1	146	2,0	93	7,32	88
E6 VBA	Casa Punta Sup.	19,8	143	3,2	93	7,59	204
E6 VBB	Casa Punta a 12 m	19,3	143	2,8	93	7,45	202
E6 VBC	Casa Punta a 14 m	19,2	143	3,1	93	7,52	166
E6 VBD	Casa Punta a 16 m	19,0	143	3,6	92	7,55	84
	Promedio	19,51	143,8	2,61	93,6	7,46	156,3
	Valor máximo	20,26	152,4	4,67	101,0	7,76	228,4
	Valor mínimo	18,60	141,3	0,14	92,0	7,17	16,2
	Valor prom. Epilimnio	20,00	142,47	4,18	92,67	7,66	190,58
	Valor prom. Hipolimnio	19,32	144,25	2,02	93,94	7,38	143,46

Análisis de la serie del carbono en la columna de agua



Los resultados de la serie del carbono se presentan en la Tabla y en la Figura siguientes.

Tabla 17. Resultados de la serie de carbono en un nivel superficial y tres niveles de hipolimnio, en Valle de Bravo, Méx. (muestreos del 4 – 5 de septiembre de 2017).

Estación	Nombre	CO	COD	CI	CID	COT
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
E1 VBA	Cortina Sup.	4,52	4,25	1,85	0,66 1/	11,28
E1 VBB	Cortina a 12 m	3,92	3,76	1,73	0,97	10,38
E1 VBC	Cortina a 21 m	3,40	3,22	1,74	0,68	9,04
E1 VBD	Cortina a 29 m	3,59	3,48	3,36	1,04	11,47
E2 VBA	Centro Sup.	3,96	3,96	4,17	0,66 1/	12,75
E2 VBB	Centro a 12 m	3,47	3,43	0,84	0,66 1/	8,40
E2 VBC	Centro a 20 m	3,65	3,04	1,59	0,66 1/	8,94
E2 VBD	Centro a 27 m	3,56	3,05	0,66 1/	0,66 1/	7,93
E3 VBA	Club Yates Sup.	4,26	4,16	0,66	0,66 1/	9,74
E3 VBB	Club Yates a 12 m	3,97	3,65	0,79	0,66 1/	9,07
E3 VBC	Club Yates a 16 m	3,56	3,52	0,66 1/	0,66 1/	8,40
E3 VBD	Club Yates a 20 m	4,02	4,00	0,66 1/	0,66 1/	9,34
E4 VBA	Frente a Amanalco Sup.	3,79	3,48	2,68	2,24	12,19
E4 VBB	Frente a Amanalco a 7 m	3,87	3,41	2,33	1,66	11,27
E5 VBA	Jesucristo Sup.	3,54	3,2	1,88	0,66 1/	9,28
E5 VBB	Jesucristo a 12 m	3,54	3,14	1,75	0,66 1/	9,09
E5 VBC	Jesucristo a 14 m	3,33	2,91	2,16	0,66 1/	10,30
E5 VBD	Jesucristo a 16 m	4,01	3,90	0,66 1/	0,66 1/	9,23
E6 VBA	Casa Punta Sup.	3,57	3,43	0,66 1/	0,66 1/	8,32
E6 VBB	Casa Punta a 12 m	3,57	3,45	0,66 1/	0,66 1/	8,34
E6 VBC	Casa Punta a 14 m	3,48	3,33	0,66 1/	0,66 1/	8,13
E6 VBD	Casa Punta a 16 m	3,89	3,51	0,66 1/	0,66 1/	8,72
	Promedio	3,75	3,51	1,49	0,87	9,62
	Valor máximo	4,52	4,25	4,17	2,24	12,75
	Valor mínimo	3,33	2,91	0,66	0,66	7,93
	Valor prom. Epilimnio	3,94	3,75	1,98	0,92	10,59
	Valor prom. Hipolimnio	3,68	3,43	1,31	0,84	9,25

1/ Valor menor que el límite de detección.

En general, los datos más elevados corresponden obviamente, al Carbono Orgánico Total (COT), que es igual a la suma de los otros cuatro parámetros. El COT presentó un promedio global de 9.62 mg/L y un ámbito de 12.75 a 7.93 mg/L. Se puede asumir que en general y para todos la serie de carbono, los valores más altos se presentan en el epilimnio, con 10.59 mg/L en la superficie, contra solo 9.25 mg/L en el hipolimnio. A pesar de lo anterior, se presentaron valores superficiales altos de COT en la estación Cortina, Centro, Club de Yates y Frente al río Amanalco; pero los valores son bajos en las dos últimas estaciones, en Jesucristo y en Casa Punta .

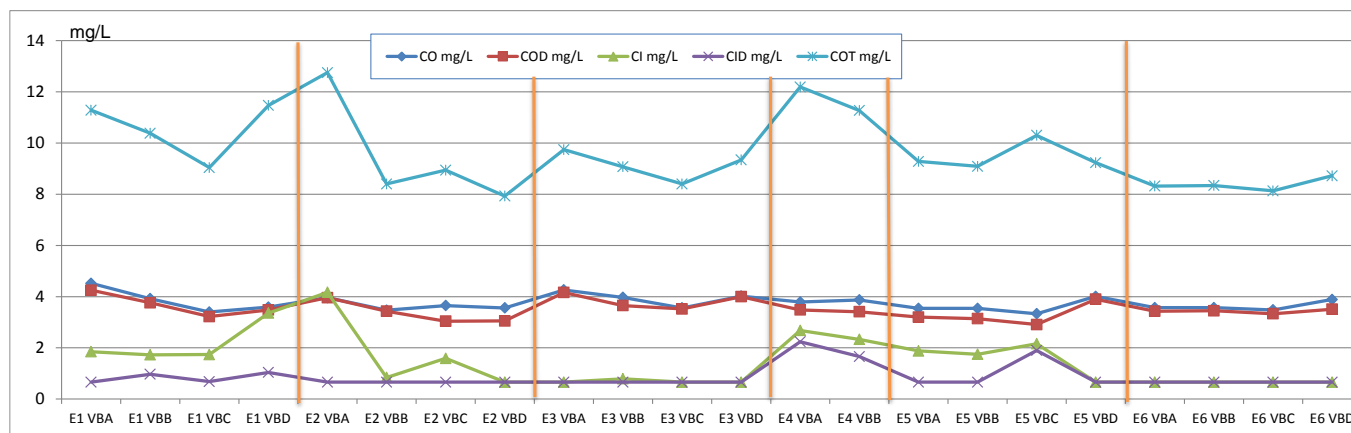


Figura 22 Resultados de la serie de carbono en seis estaciones de Valle de Bravo, Edo de Mex., 4 – 5 de septiembre de 2017.

Análisis de clorofila a y nutrientes en la columna de agua

Los resultados del primer muestreo de clorofilas, fosfato total, fósforo total y de la serie del nitrógeno se presentan en la Tabla y en la Figura siguientes.

Tabla 18 Resultados de los nutrientes en un nivel superficial y tres niveles de hipolimnio, en Valle de Bravo, Méx. (muestrros del 4 – 5 de septiembre de 2017).

Estación	Nombre	Clorofila "a"	Fosfato total	P-Total	N-NH3	N-NO3	N-Org	N-Total
		ug/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
E1 VBA	Cortina Sup.	27,1	0,090	0,030	0,150	0,538	0,324	1,012
E1 VBB	Cortina a 12 m		2,690	0,880	0,470	0,038	0,324	0,832
E1 VBC	Cortina a 21 m		0,120	0,040	1,220	0,038	0,324	1,582
E1 VBD	Cortina a 29 m		0,550	0,180	1,340	0,062	0,380	1,782
E2 VBA	Centro Sup.	27,5	0,060	0,020	0,238	0,473	0,324	1,035
E2 VBB	Centro a 12 m		0,060	0,020	0,055	0,582	0,324	0,961
E2 VBC	Centro a 20 m		0,120	0,040	1,080	0,354	0,324	1,758
E2 VBD	Centro a 27 m		0,180	0,060	1,270	0,151	0,360	1,781
E3 VBA	Club Yates	27,1	0,004	0,014	0,182	0,388	0,324	0,89

VBA	Sup.		<u>1/</u>	<u>1/</u>				4
E3	Club Yates a		0,240	0,080	0,370	0,362	0,324	1,05
VBB	12 m							6
E3	Club Yates a		0,090	0,030	0,276	0,448	0,382	1,10
VBC	16 m							6
E3	Club Yates a		0,004	0,014	0,357	0,358	0,324	1,03
VBD	20 m		<u>1/</u>	<u>1/</u>				9
E4	Frente a	35,3	0,090	0,030	0,100	0,415	0,621	1,13
VBA	Amanalco Sup.							6
E4	Frente a		0,090	0,030	0,150	0,298	0,850	1,29
VBB	Amanalco a 7 m							8
E5	Jesucristo	31,0	0,090	0,030	0,132	0,491	0,324	0,94
VBA	Sup.							7
E5	Jesucristo a		5,390	1,760	0,169	0,395	0,324	0,88
VBB	12 m							8
E5	Jesucristo a		0,120	0,040	0,263	0,496	0,324	1,08
VBC	14 m							3
E5	Jesucristo a		0,430	0,140	0,301	0,717	0,324	1,34
VBD	16 m							2
E6	Casa Punta	18,0	0,150	0,050	0,150	0,194	0,403	0,74
VBA	Sup.							7
E6	Casa Punta a		0,180	0,060	0,232	0,468	0,426	1,12
VBB	12 m							6
E6	Casa Punta a		0,060	0,020	0,401	0,452	0,324	1,17
VBC	14 m							7
E6	Casa Punta a		0,090	0,030	0,627	0,647	0,403	1,67
VBD	16 m							7
	Promedio	27,7	0,495	0,164	0,433	0,380	0,380	1,19
								4
	Valor máximo	35,3	5,390	1,760	1,340	0,717	0,850	1,78
								2
	Valor mínimo	18,0	0,004	0,014	0,055	0,038	0,324	0,74
								7
	Valor prom. Epilimnio		0,08	0,03	0,16	0,42	0,39	0,96
	Valor prom. Hipolimnio		0,65	0,21	0,54	0,37	0,38	1,28

1/ Valor menor que el límite de detección.

Se observa que los valores de transparencia del disco de Secchi para el primer muestreo fue más alto en las estaciones lejanas al impacto antropogénico, las estaciones Cortina, Centro y

Casa Punta, con 2.00, 2.10 y 2.21 m, respectivamente; y el promedio de este mes de septiembre fue de 1.73 m.

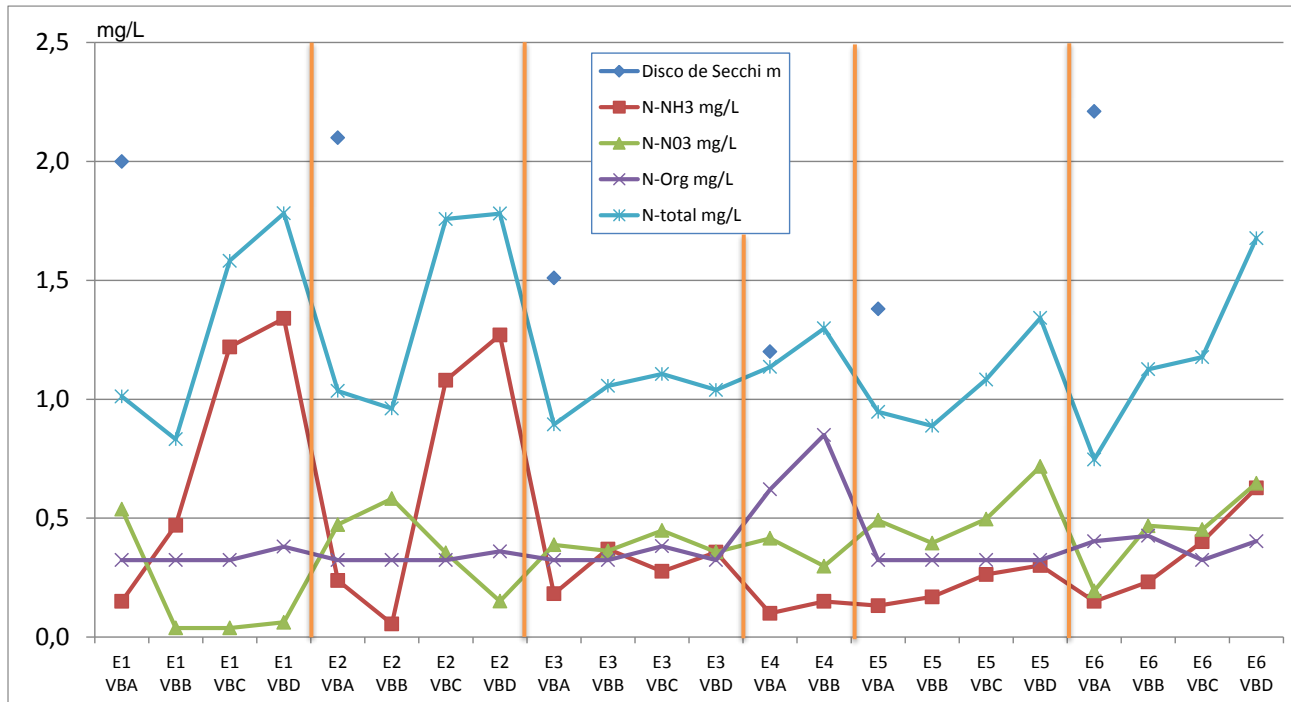


Figura 23 Resultados del disco de Secchi y de la serie de nitrógeno en seis estaciones de Valle de Bravo, Edo de Mex., 4 – 5 de septiembre de 2017.

Evaluación de los perfiles en el embalse

Temperatura

A continuación, se presentan los perfiles de temperatura para el embalse Valle de Bravo y realizados en dos fechas, durante lluvias, los días 4 y 5 de septiembre, y durante secas el día 15 de noviembre de 2017. Los perfiles de temperatura se presentan de las Figuras 24 a 29.

En general, se detecta una termoclina entre los 8 y los 11 m de profundidad, que se plantea en clinogrado, sobre todo en base de los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto. Térmicamente, el embalse Valle de Bravo se clasifica como cálido monomítico con estratificación durante primavera y verano. La termoclina diferencia una masa de agua superficial denominada epilimnio y una profunda llamada hipolimnio, ambas con características físicas, químicas y biológicas diferenciadas, por tanto, con calidades de agua distintas.

Resalta que mientras que en el muestreo de septiembre la termoclina se establece de modo claro; en noviembre, se observa una homogenización de la columna de agua, con una misma calidad del agua en todo el sistema, de modo tal, que mientras que en septiembre, el potencial Redox es negativo, con bajo oxígeno disuelto y pH cercano a 7 unidades en el hipolimnio, en noviembre todos los valores de Redox son positivos, y con una mayor concentración de O.D. en el fondo.

Las estaciones E4 y E5, están influenciadas de modo importante por la entrada del río Amanalco, el cual aporta una gran cantidad de agua en la zona y, por ende, modifica la calidad del agua de dicha zona.

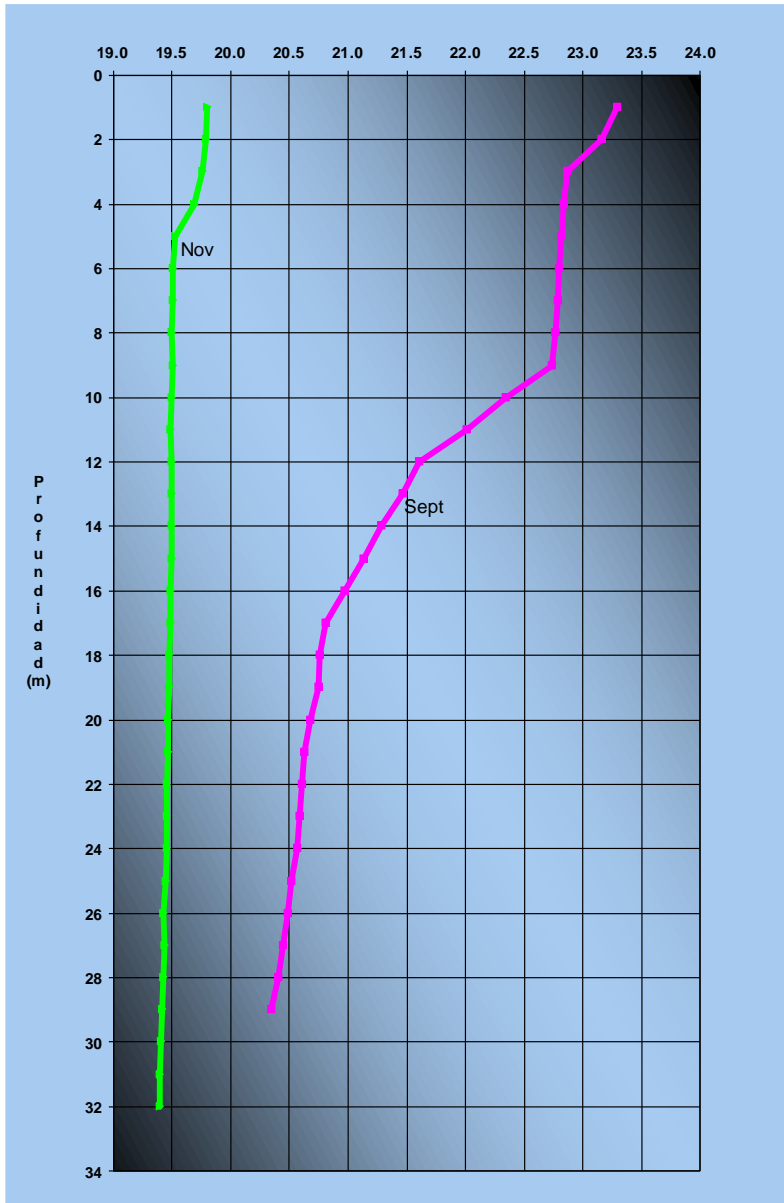


Figura 24. Perfiles de temperatura (°C) en la estación E-1, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

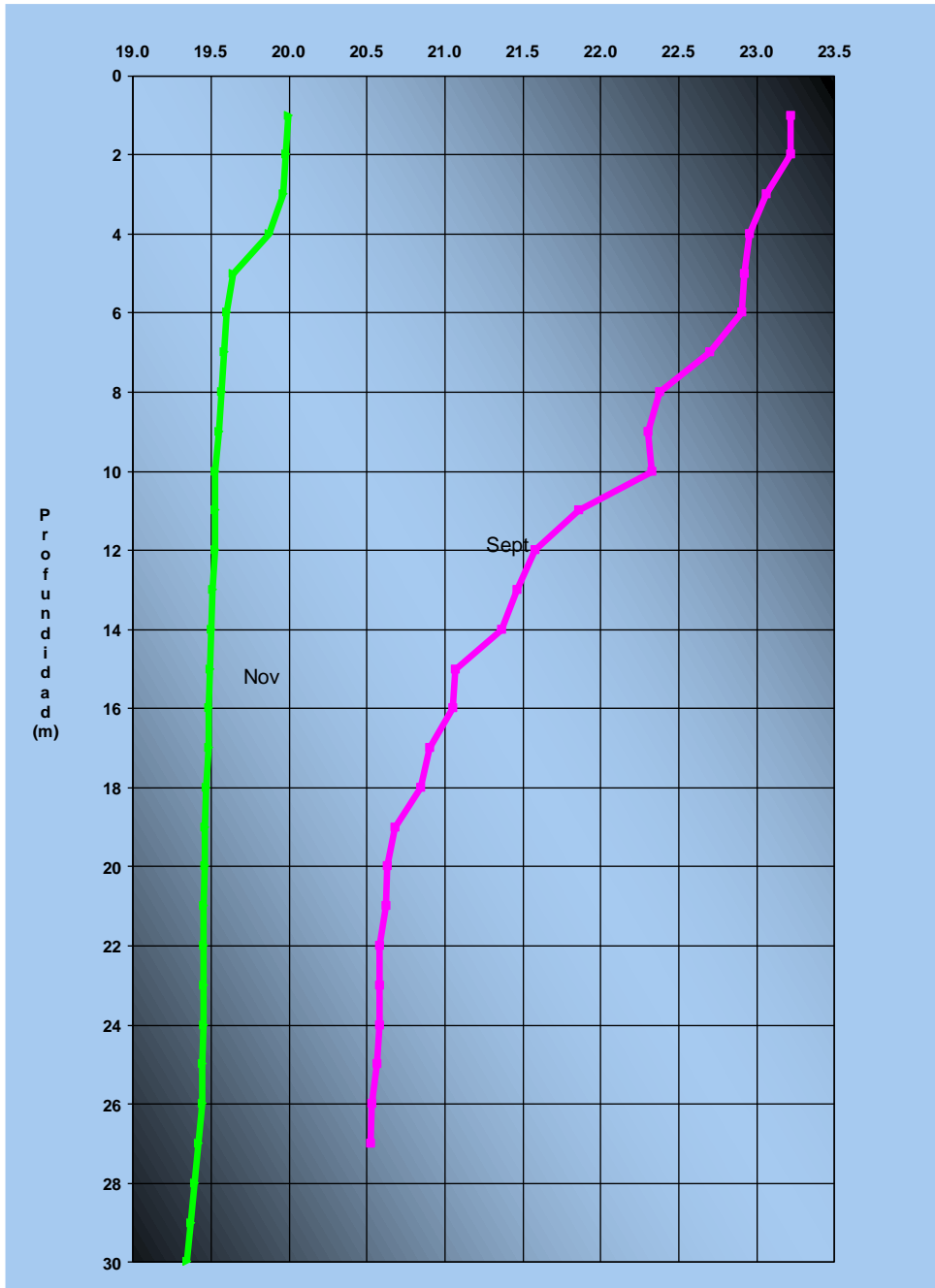


Figura 25. Perfiles de temperatura (°C) en la estación E-2, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

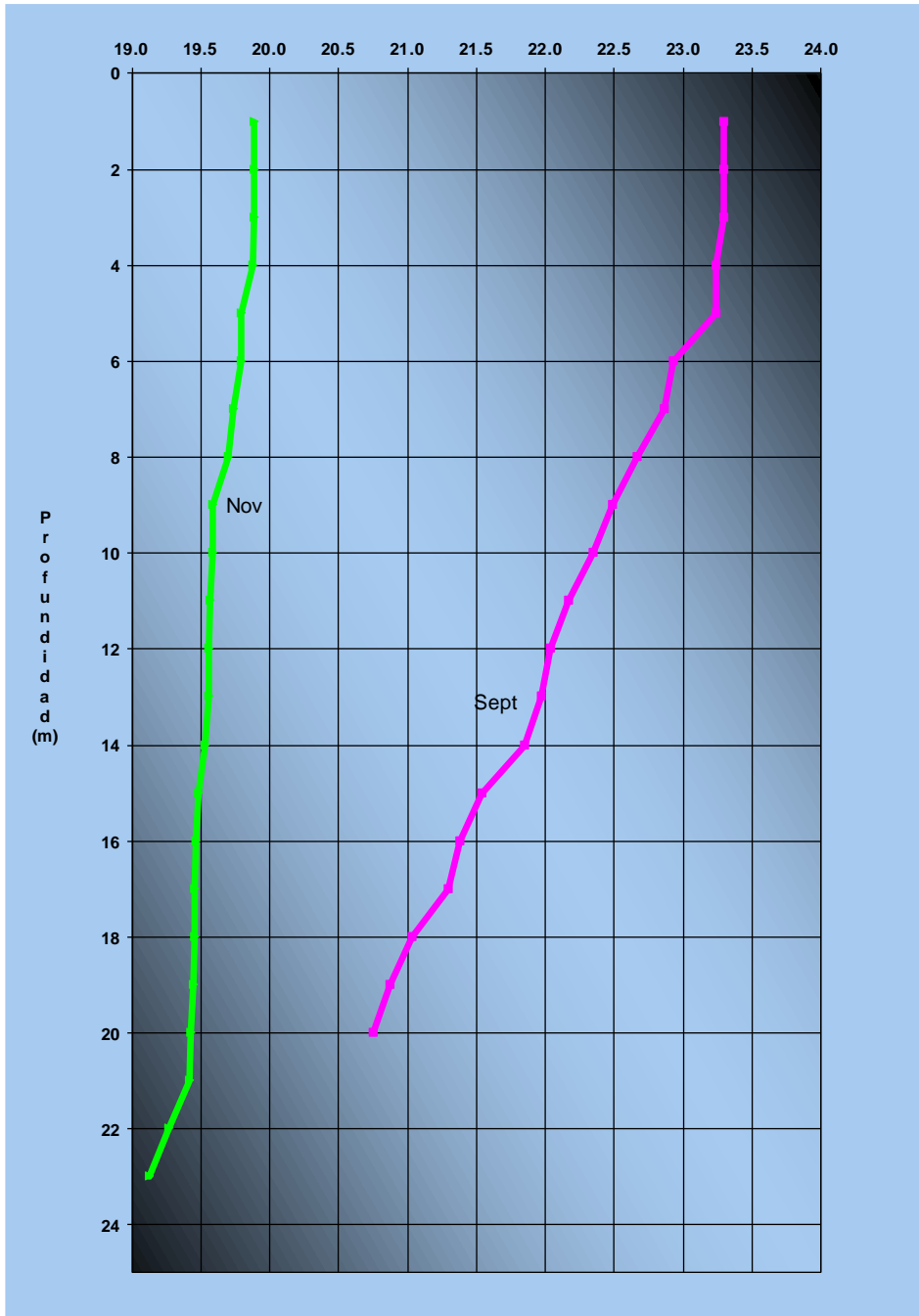


Figura 26. Perfiles de temperatura (°C) en la estación E-3, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

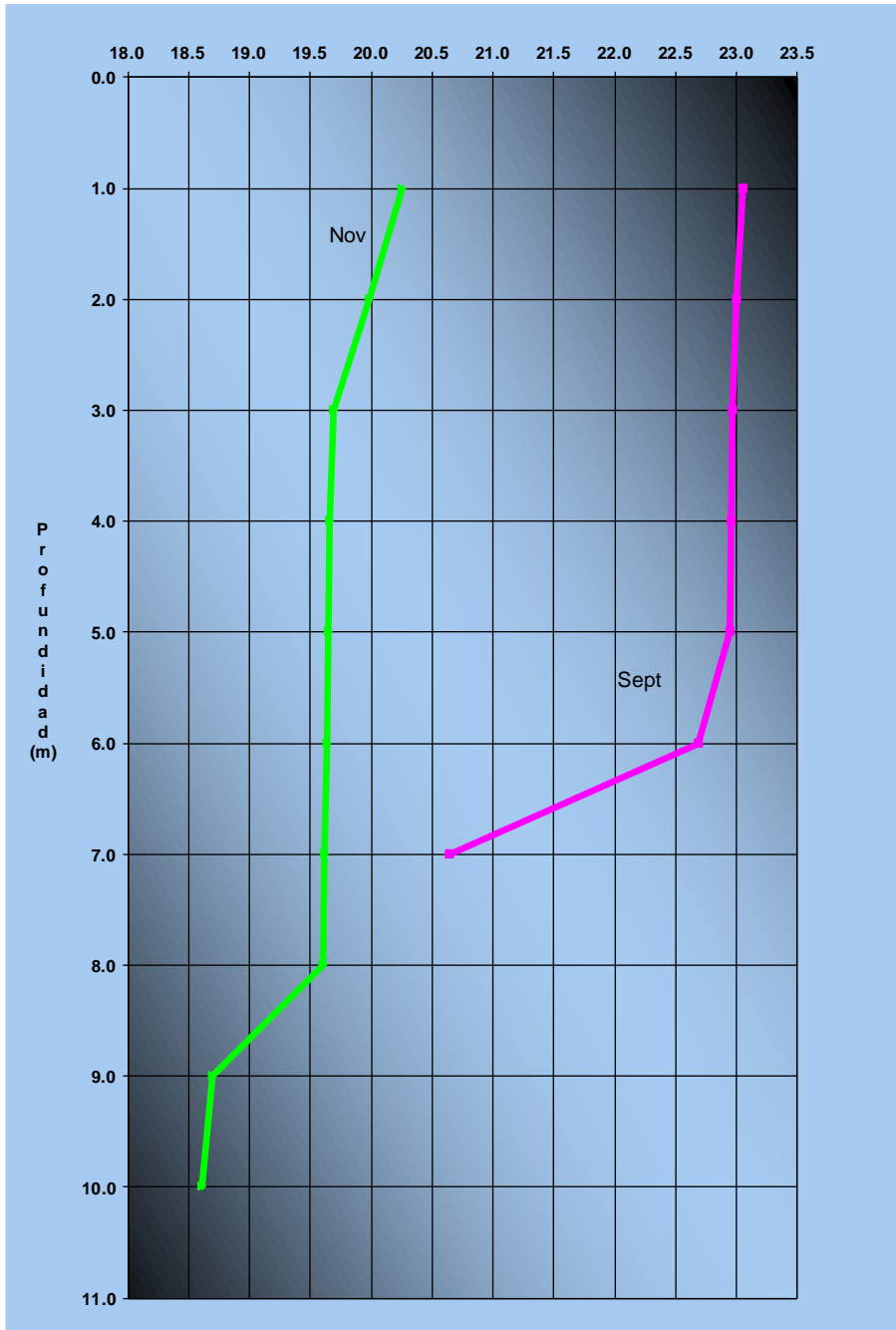


Figura 27. Perfiles de temperatura (°C) en la estación E-4, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

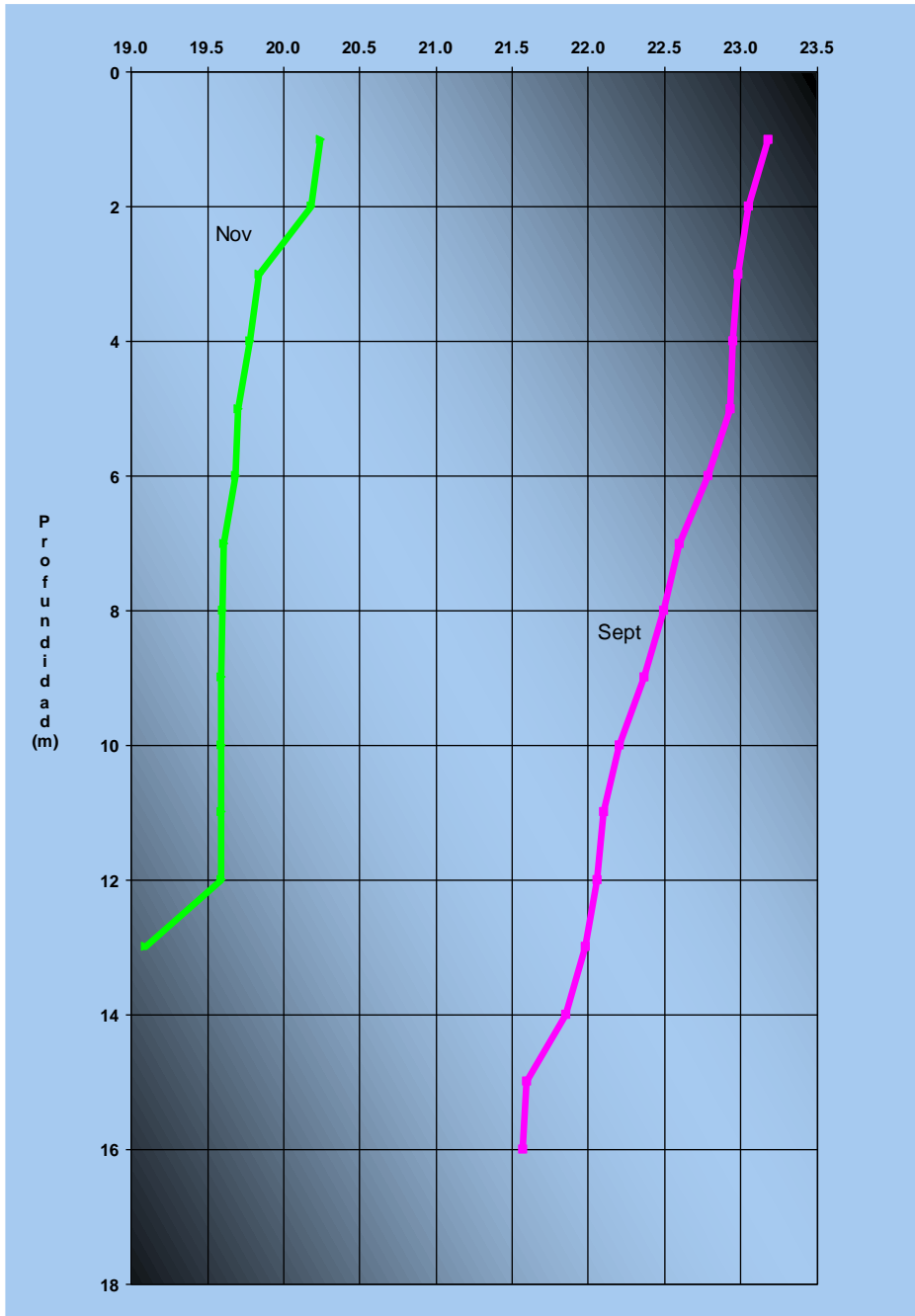


Figura 28. Perfiles de temperatura (°C) en la estación E-5, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

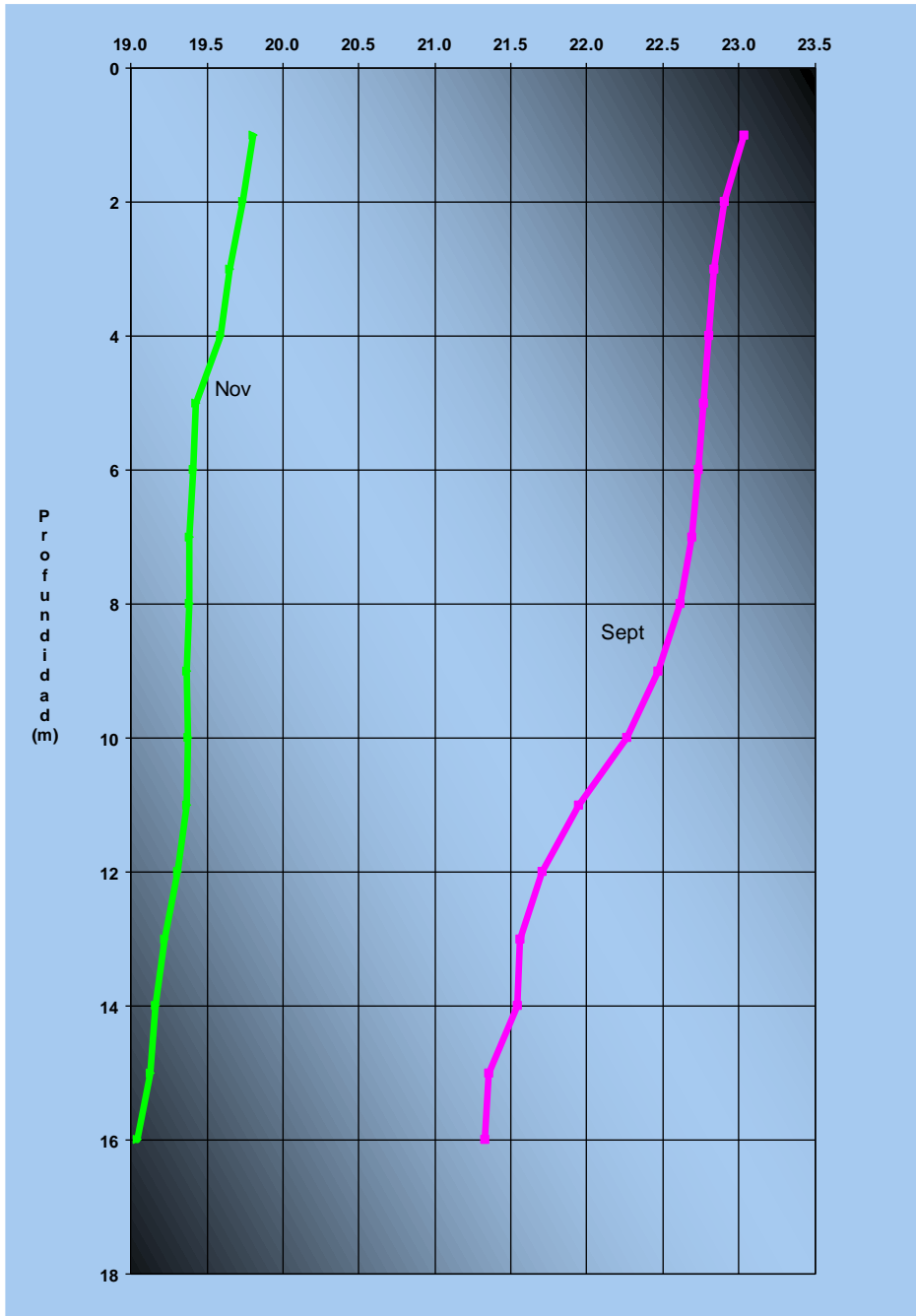


Figura 29. Perfiles de temperatura (°C) en la estación E-6, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

Conductividad eléctrica

A continuación, se presentan los perfiles de conductividad eléctrica (C.E.) para el embalse Valle de Bravo y realizados en dos fechas, durante lluvias, los días 4 y 5 de septiembre, y durante secas el día 15 de noviembre de 2017. Los perfiles de C.E. se presentan de las Figuras 30 a 35.

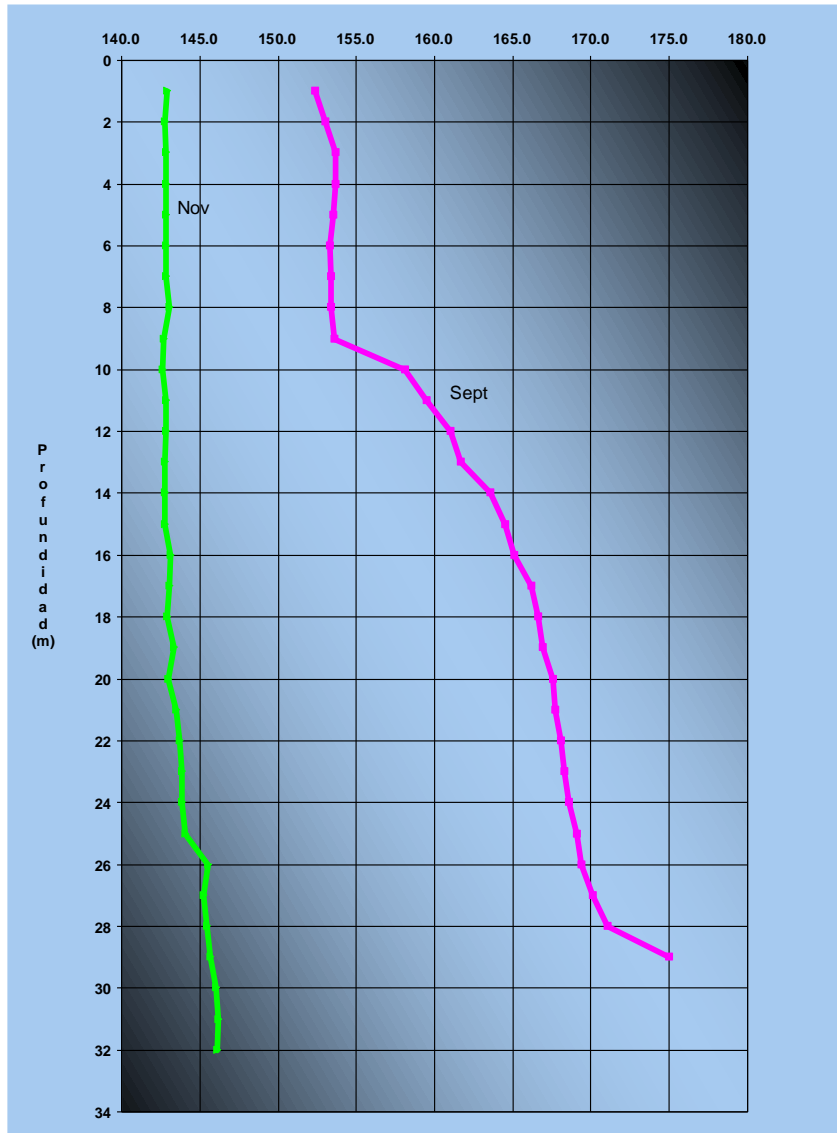


Figura 30. Perfiles de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en la estación E-1, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

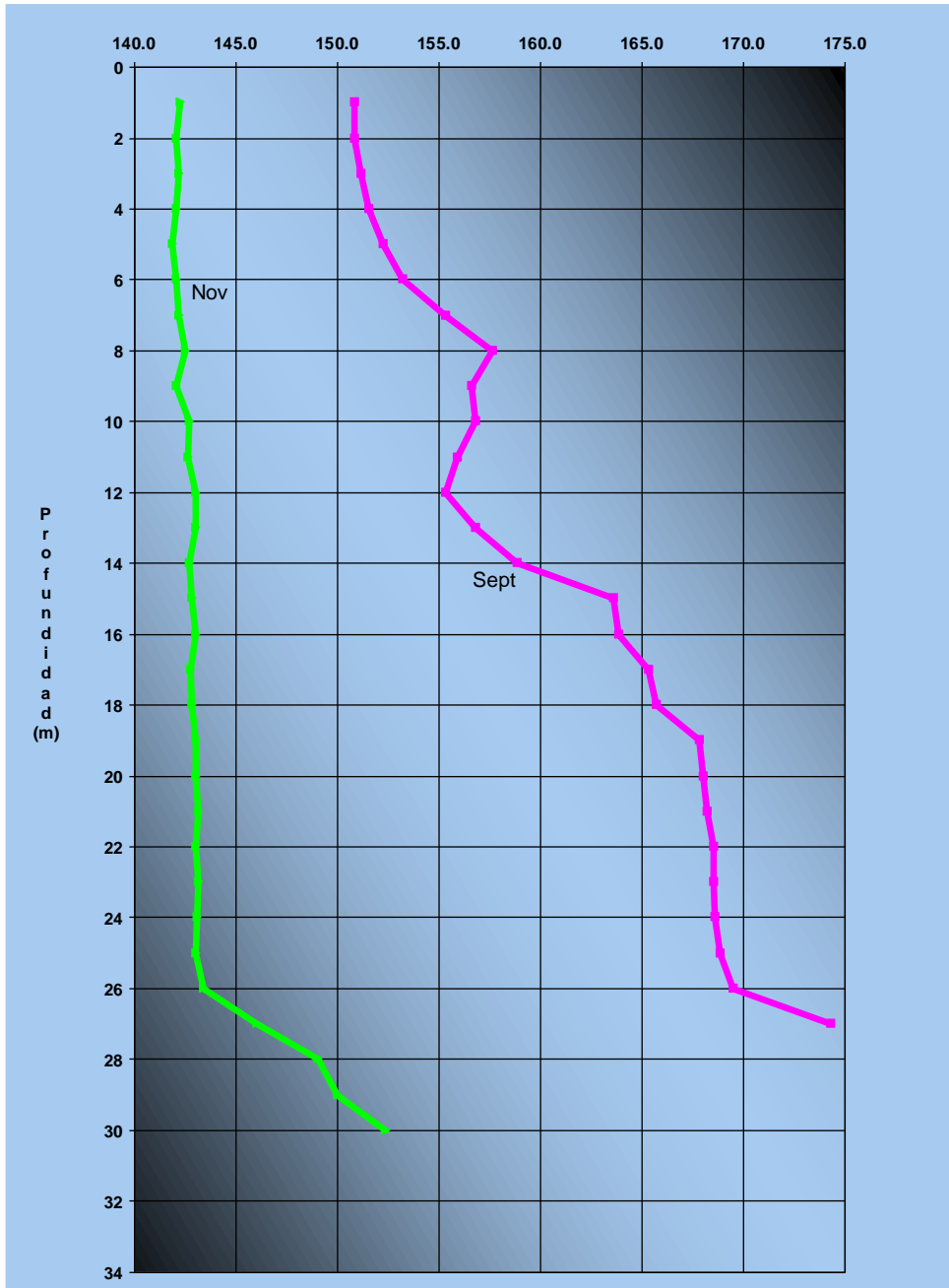


Figura 31. Perfiles de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en la estación E-2, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

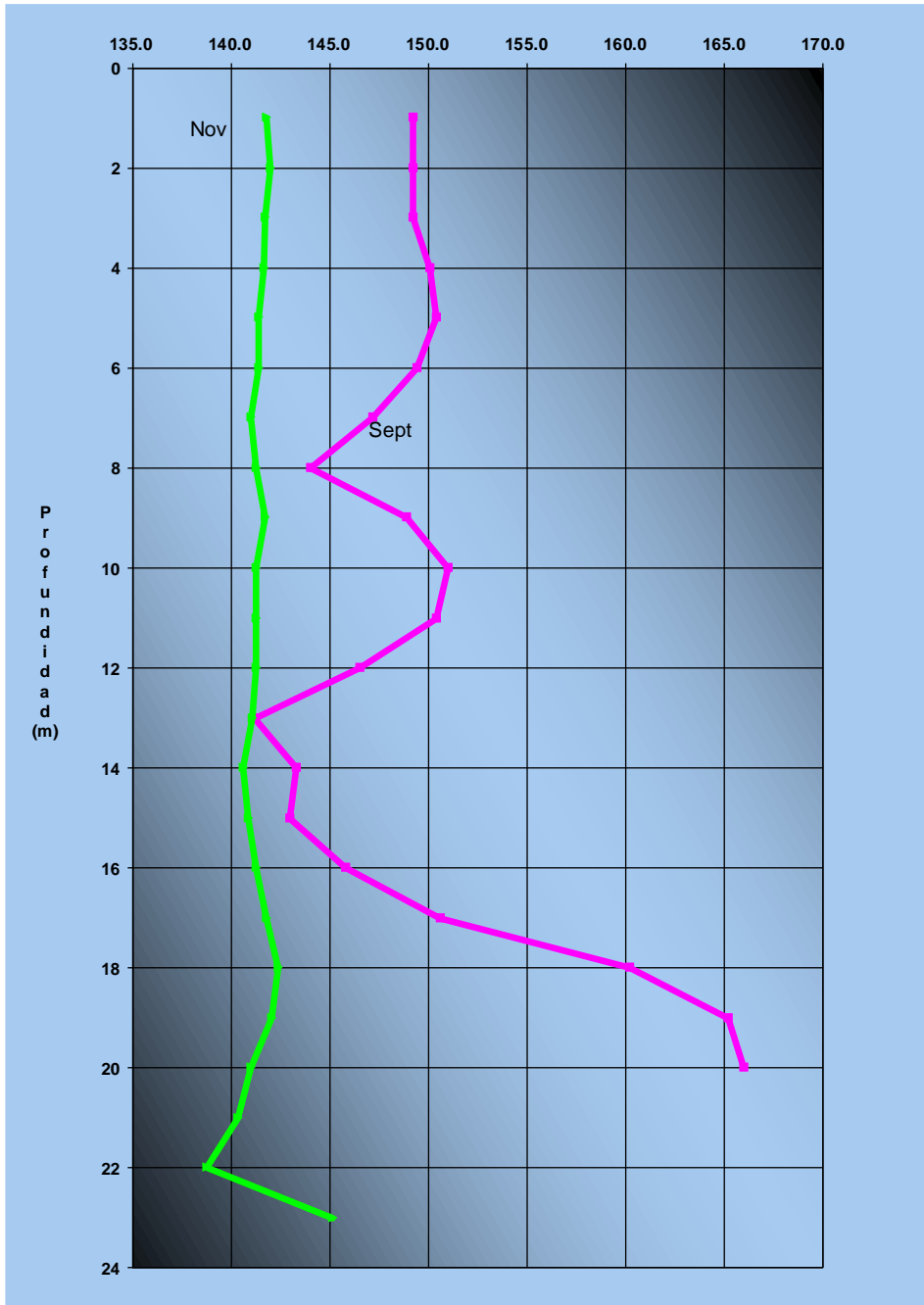


Figura 32. Perfiles de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en la estación E-3, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

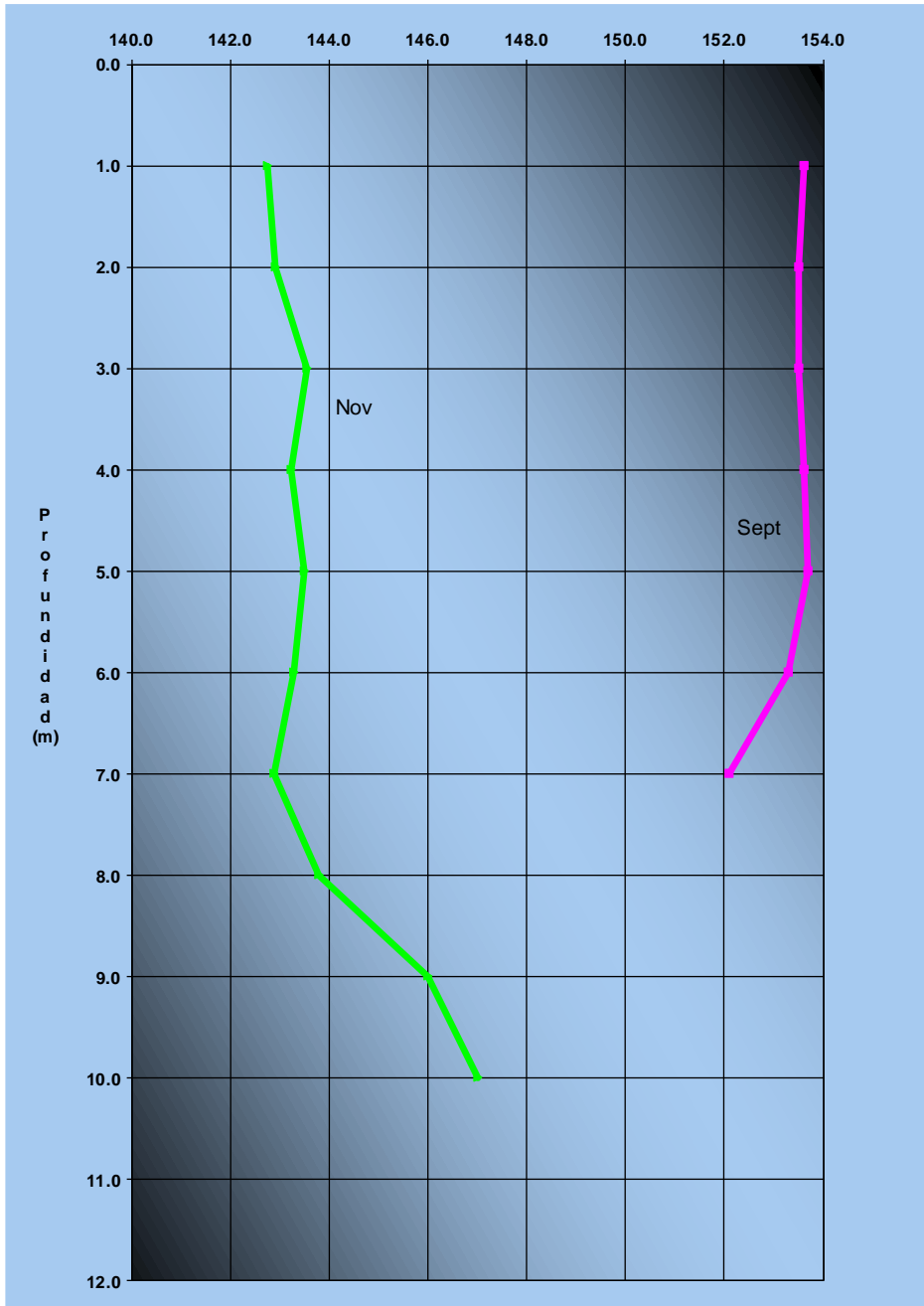


Figura 33. Perfiles de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en la estación E-4, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

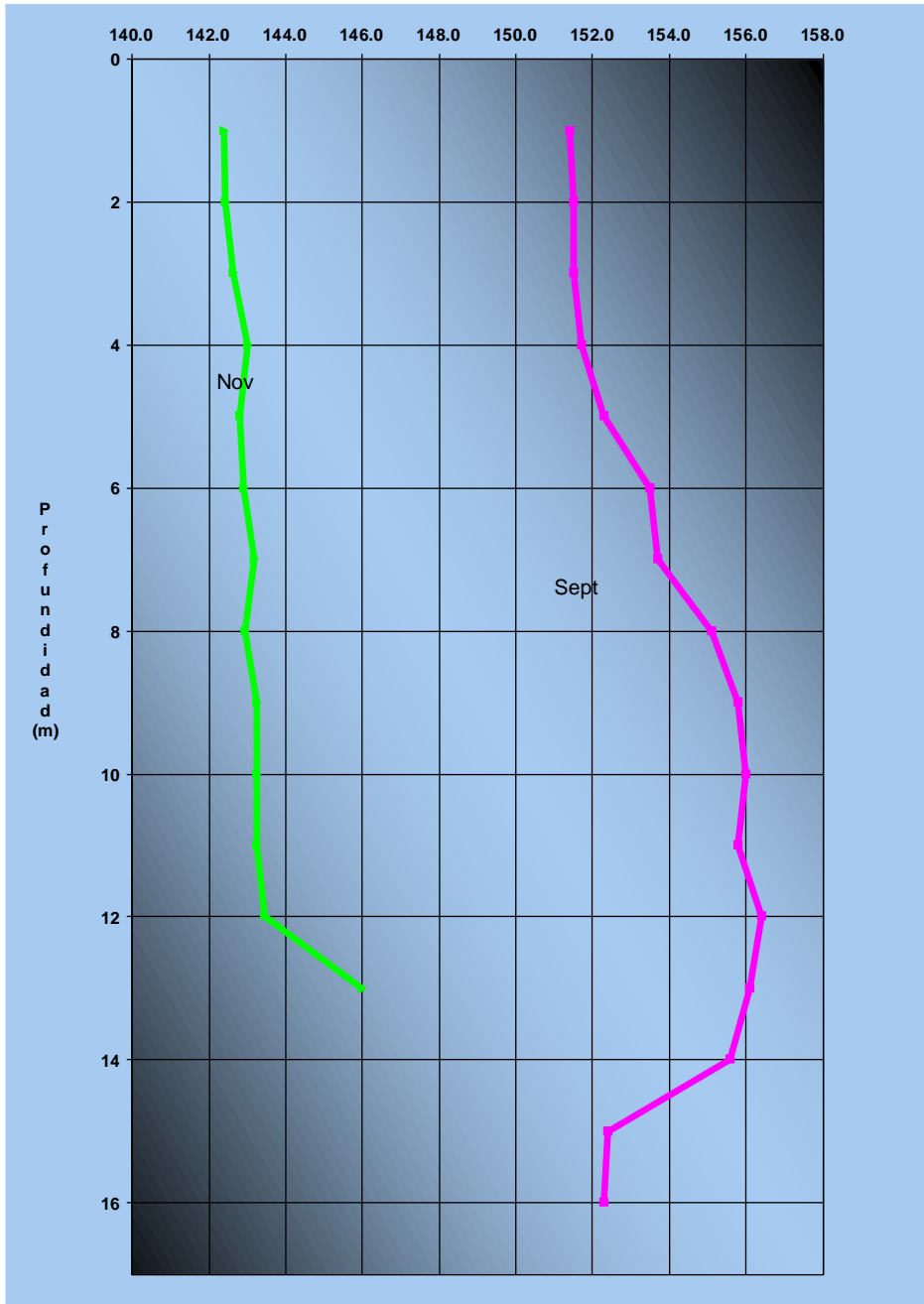


Figura 34. Perfiles de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en la estación E-5, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

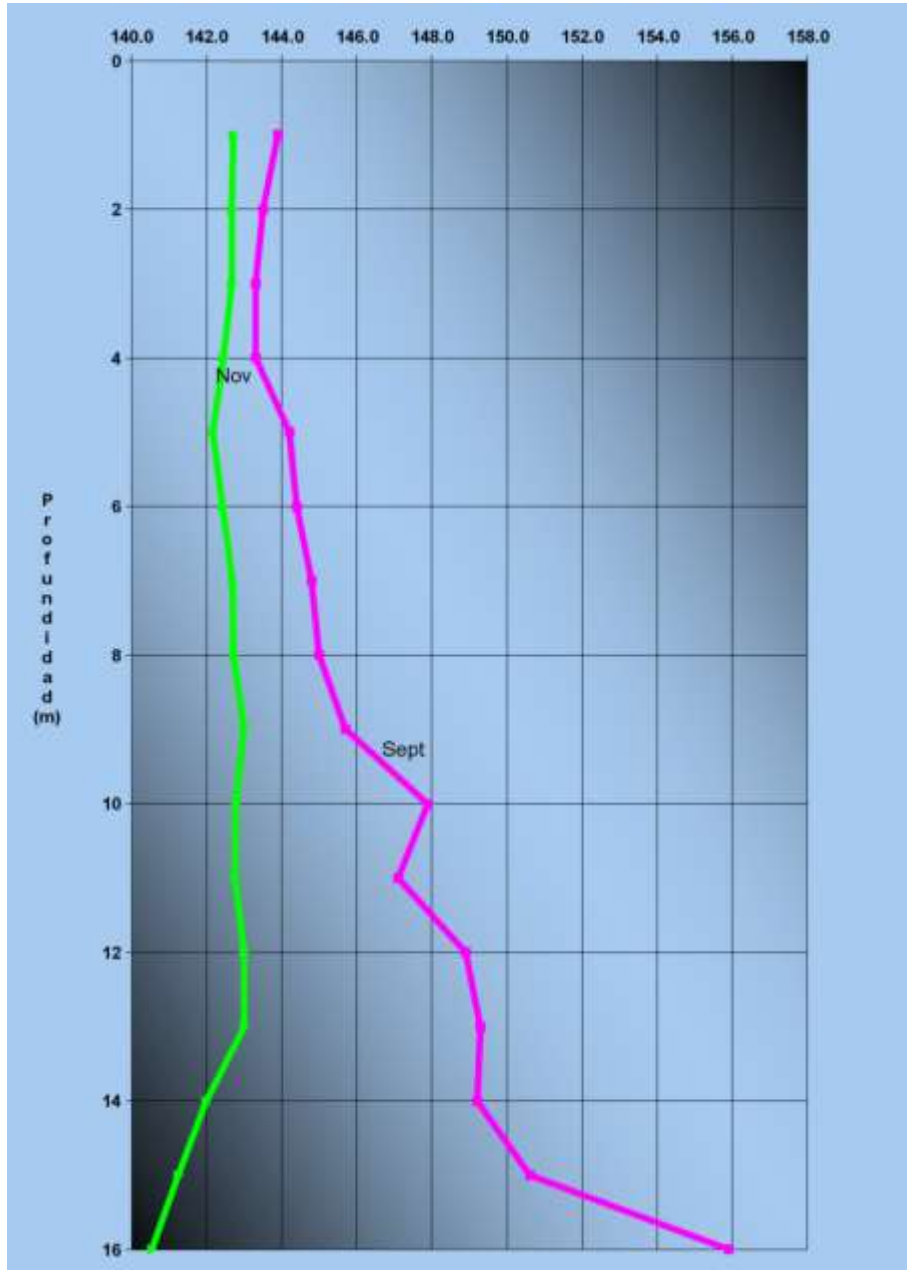


Figura 35. Perfiles de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en la estación E-6, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

Potencial de hidrógeno (pH)

A continuación, se presentan los perfiles de potencial de hidrógeno (pH) para el embalse Valle de Bravo y realizados en dos fechas, durante lluvias, los días 4 y 5 de septiembre, y durante secas el día 15 de noviembre de 2017. Los perfiles de pH se presentan de las Figuras 36 a 41.

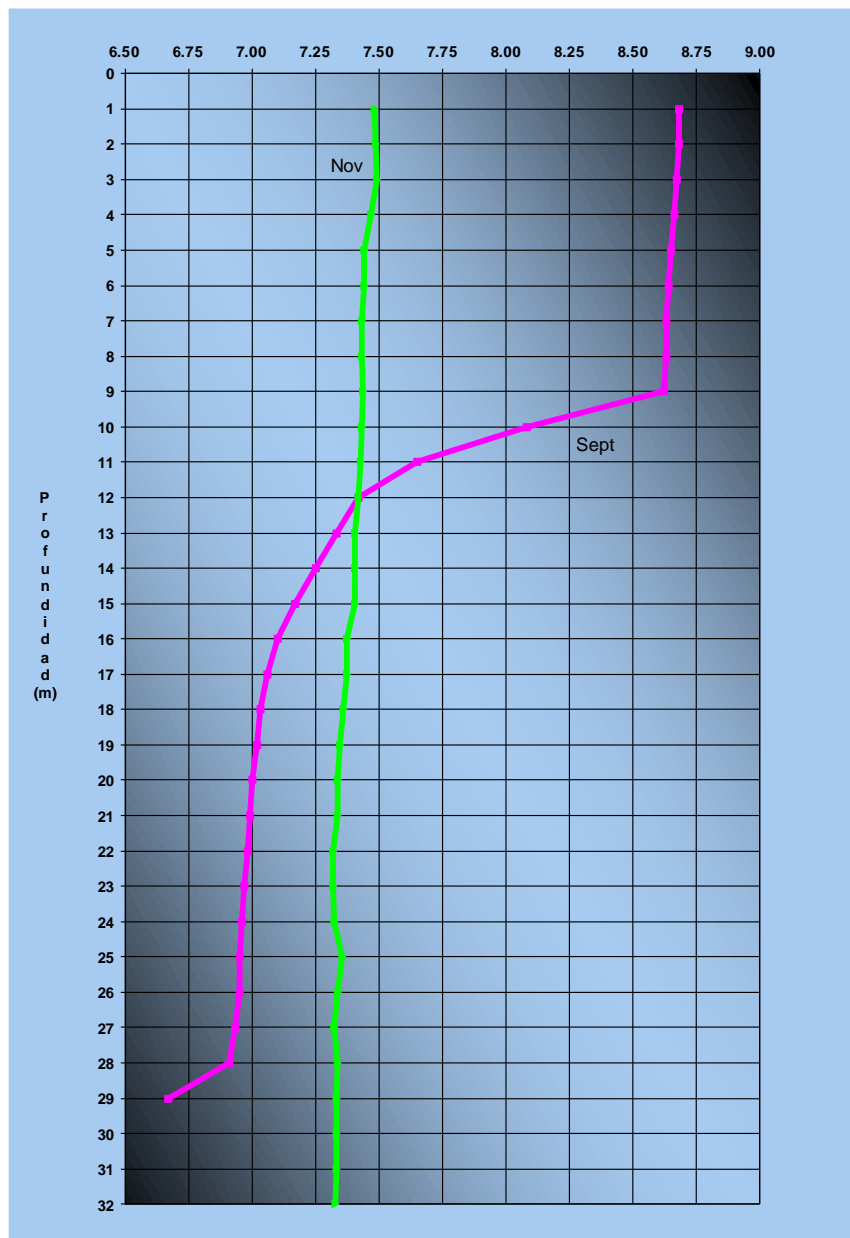


Figura 36. Perfiles de potencial hidrógeno (pH, unidades) en la estación E-1, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

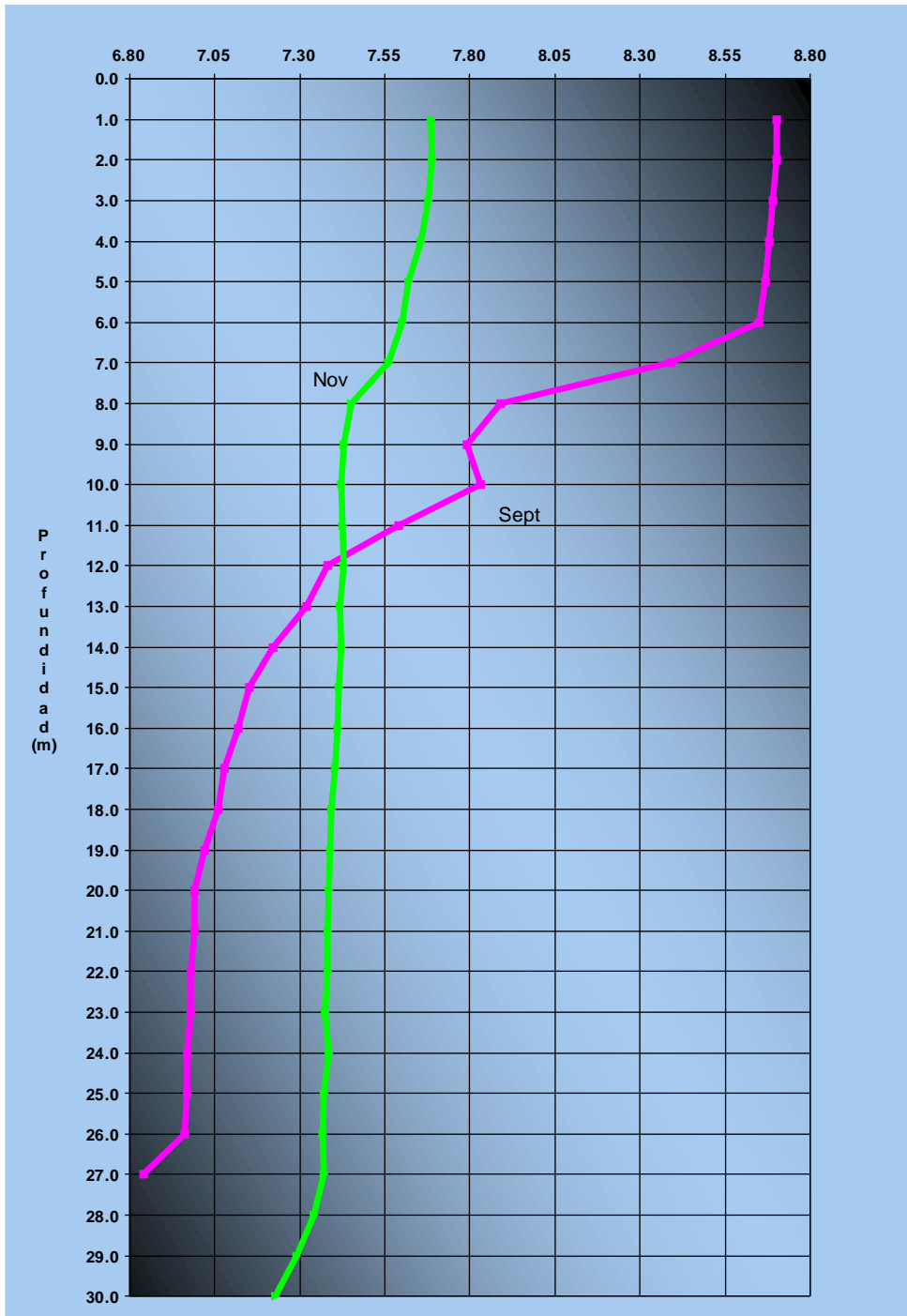


Figura 37. Perfiles de potencial hidrógeno (pH, unidades) en la estación E-2, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

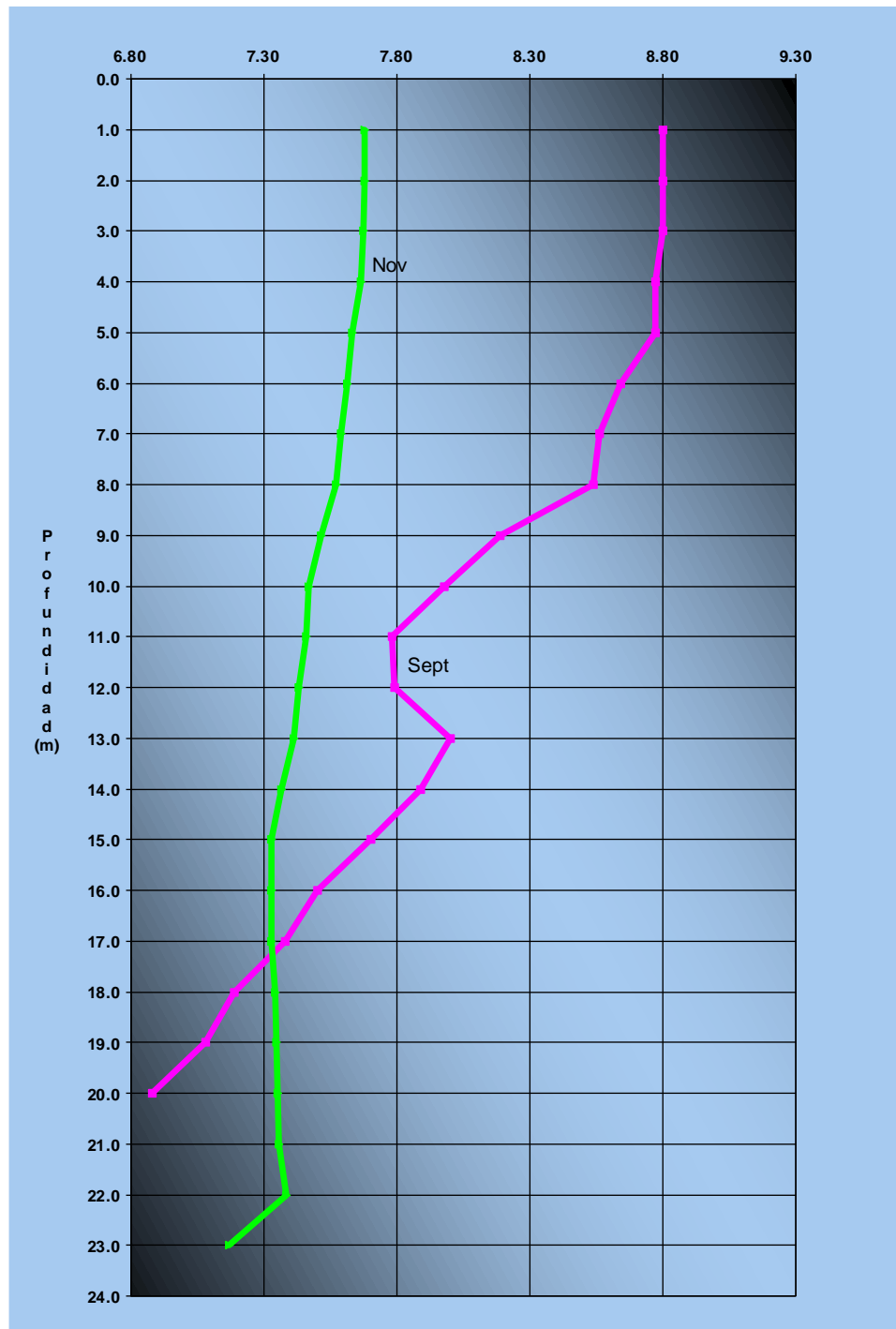


Figura 38. Perfiles de potencial hidrógeno (pH, unidades) en la estación E-3, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

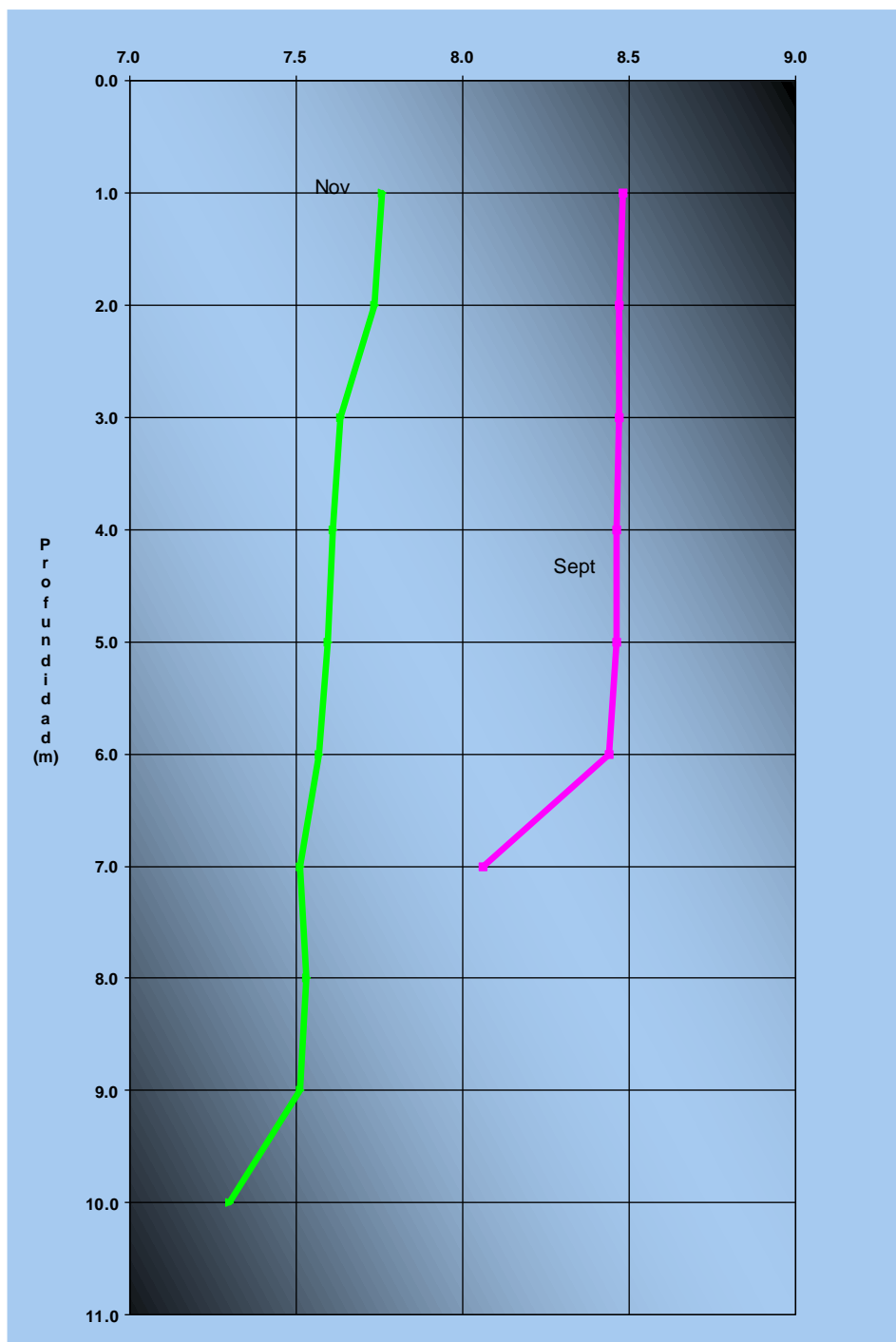


Figura 39. Perfiles de potencial hidrógeno (pH, unidades) en la estación E-4, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

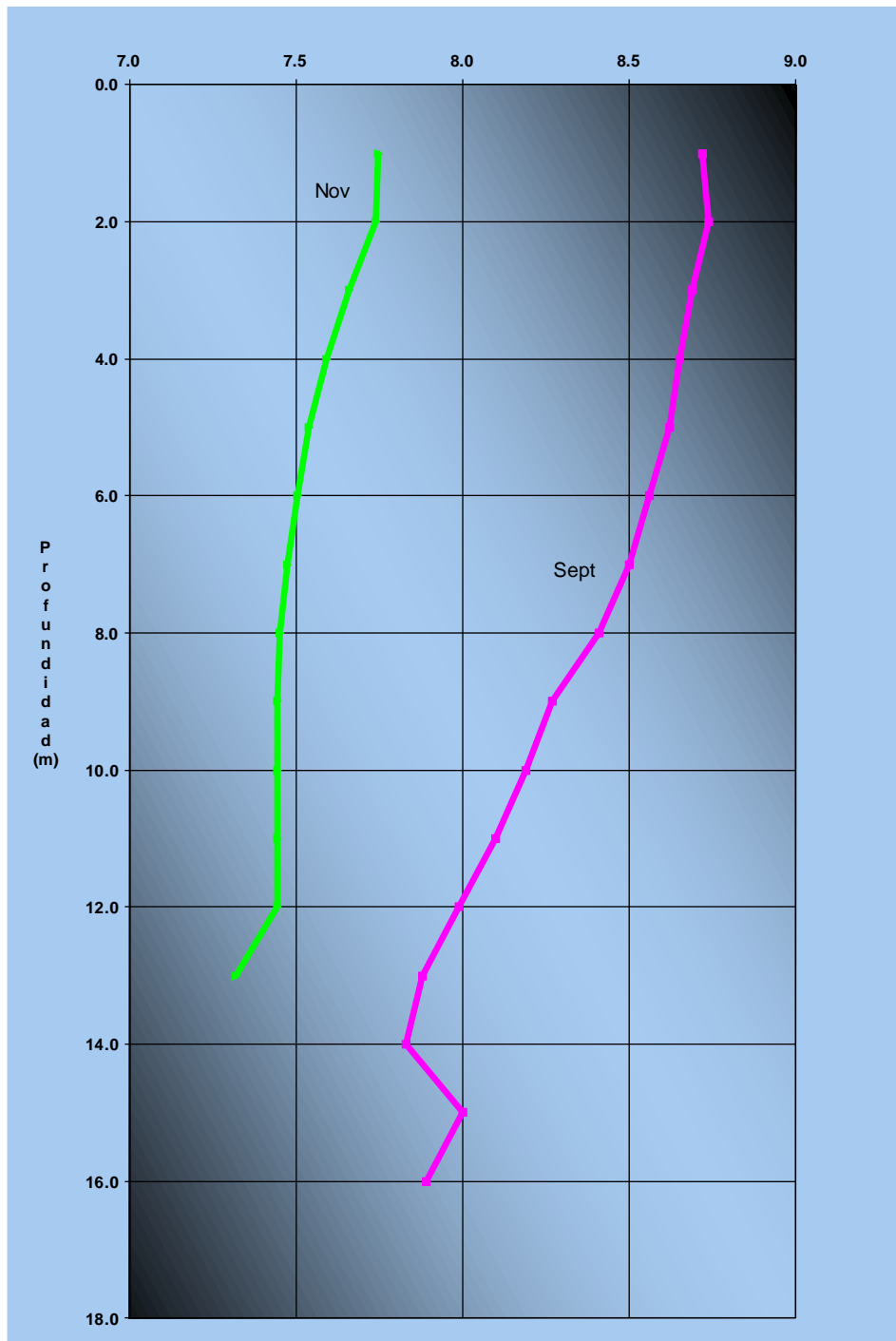


Figura 40. Perfiles de potencial hidrógeno (pH, unidades) en la estación E-5, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

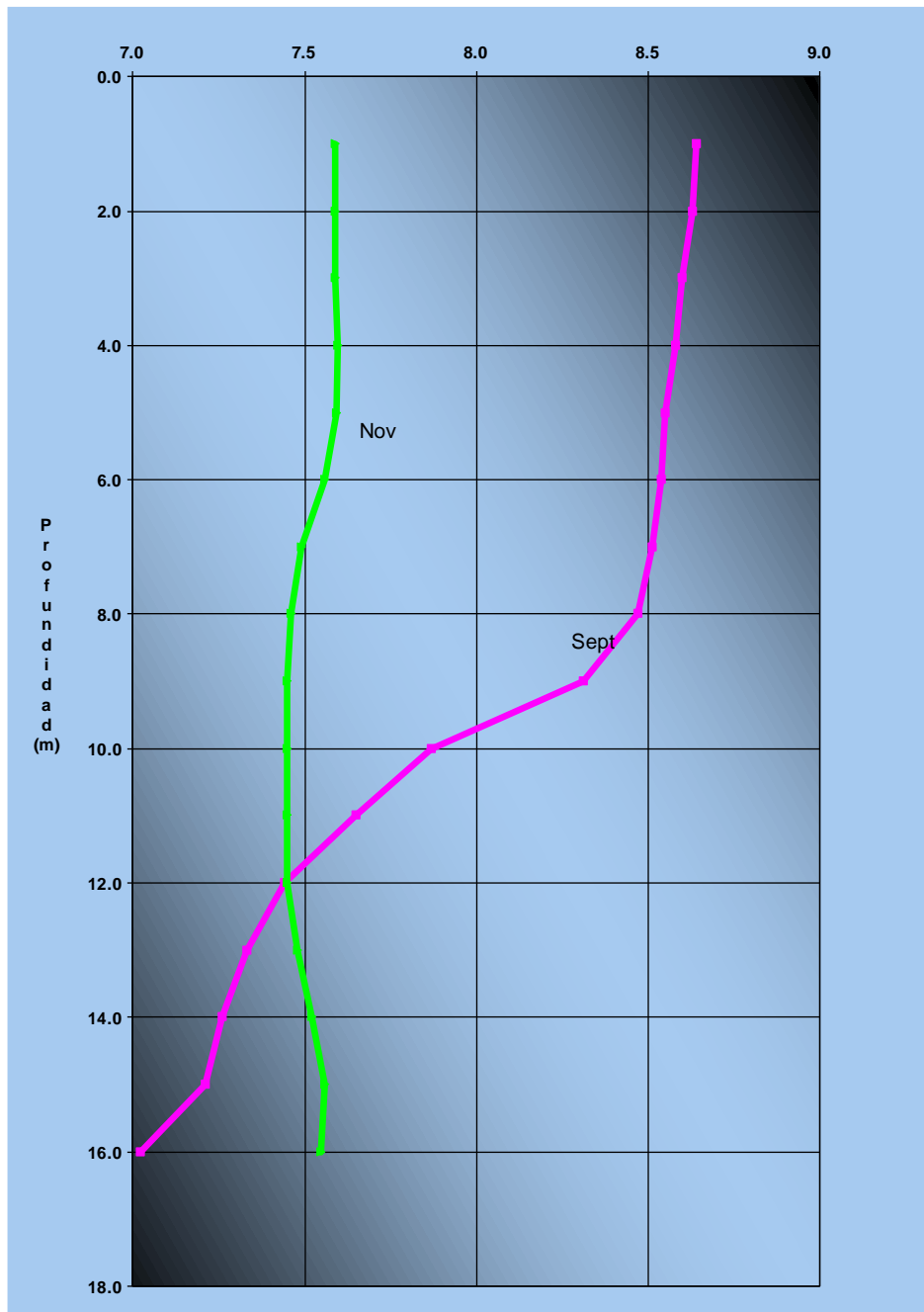


Figura 41. Perfiles de potencial hidrógeno (pH, unidades) en la estación E-6, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

Oxígeno disuelto (O.D.)

A continuación, se presentan los perfiles de oxígeno disuelto (O.D.) para el embalse Valle de Bravo y realizados en dos fechas, durante lluvias, los días 4 y 5 de septiembre, y durante secas el día 15 de noviembre de 2017. Los perfiles de O.D. se presentan de las Figuras 42 a 47.

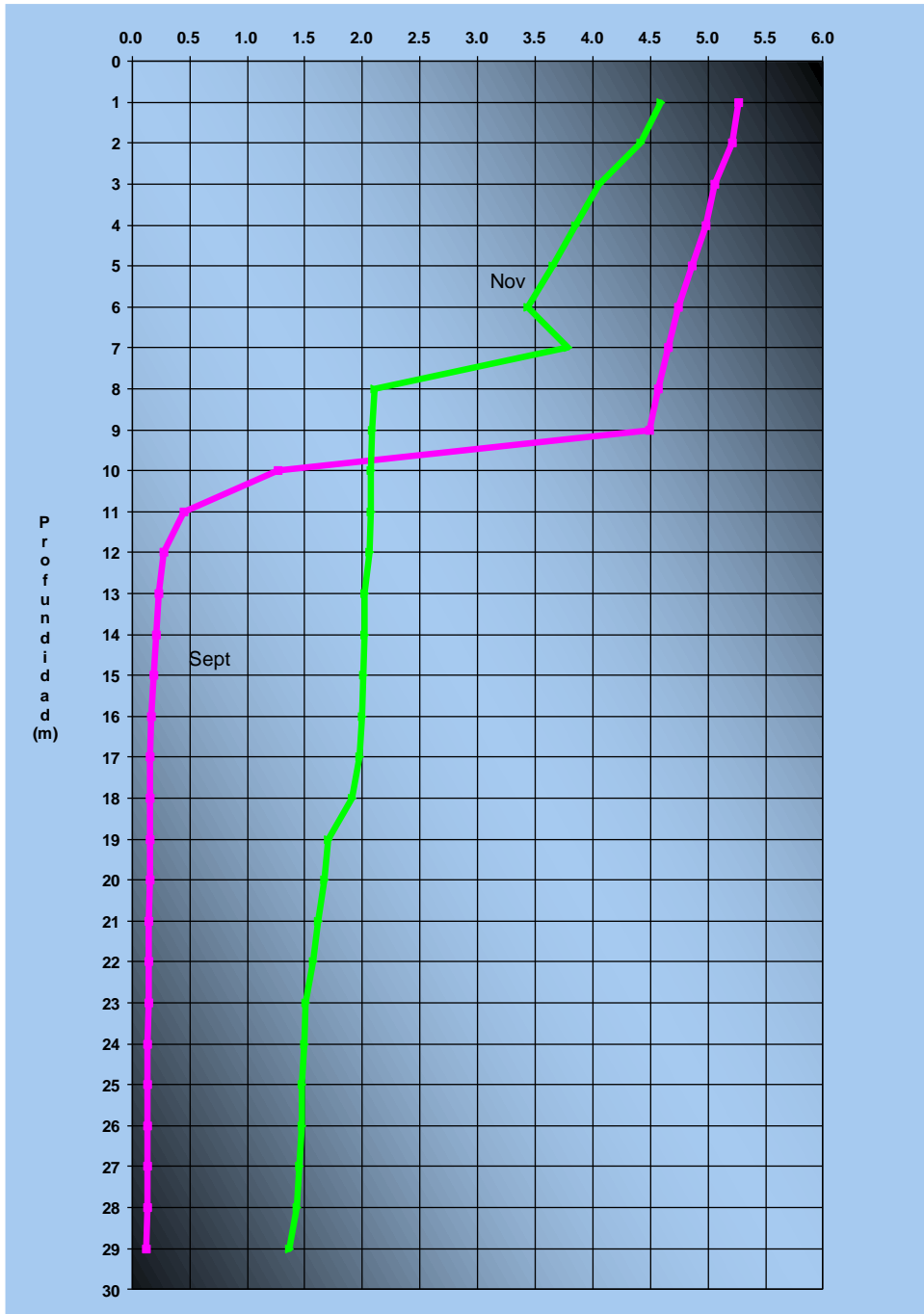


Figura 42. Perfiles de oxígeno disuelto (O.D., mg/L) en la estación E-1, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

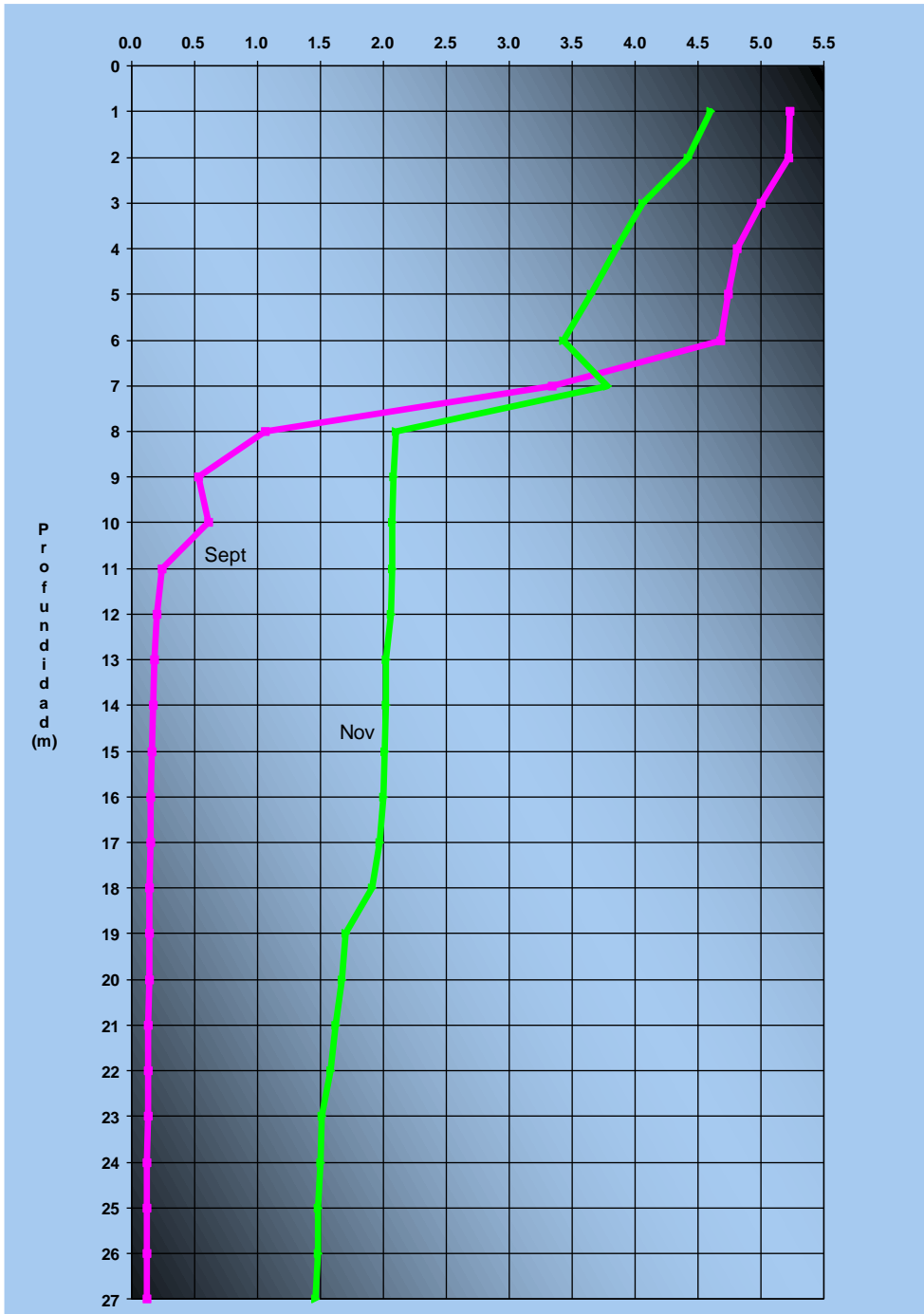


Figura 43. Perfiles de oxígeno disuelto (O.D., mg/L) en la estación E-2, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

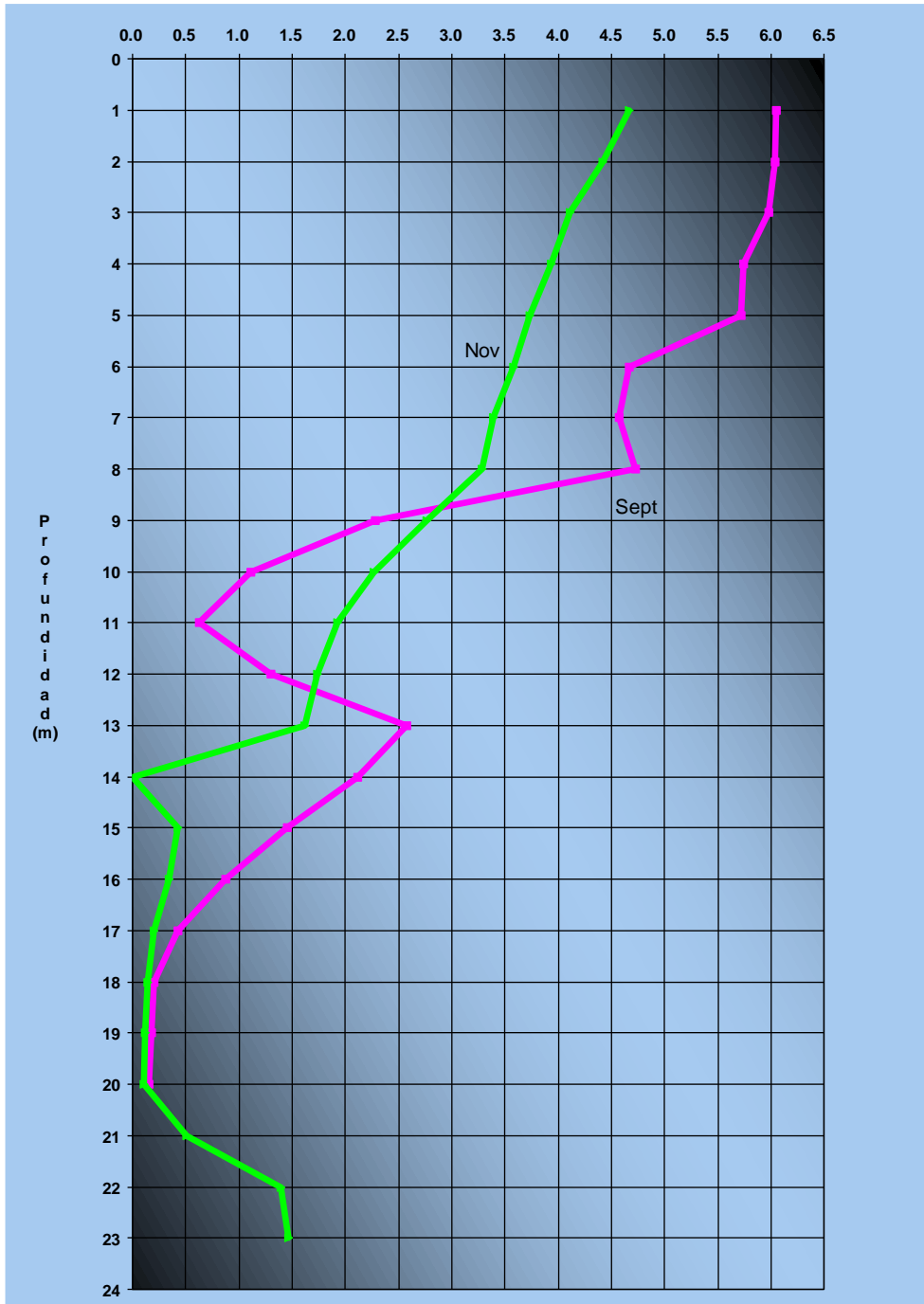


Figura 44. Perfiles de oxígeno disuelto (O.D., mg/L) en la estación E-3, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

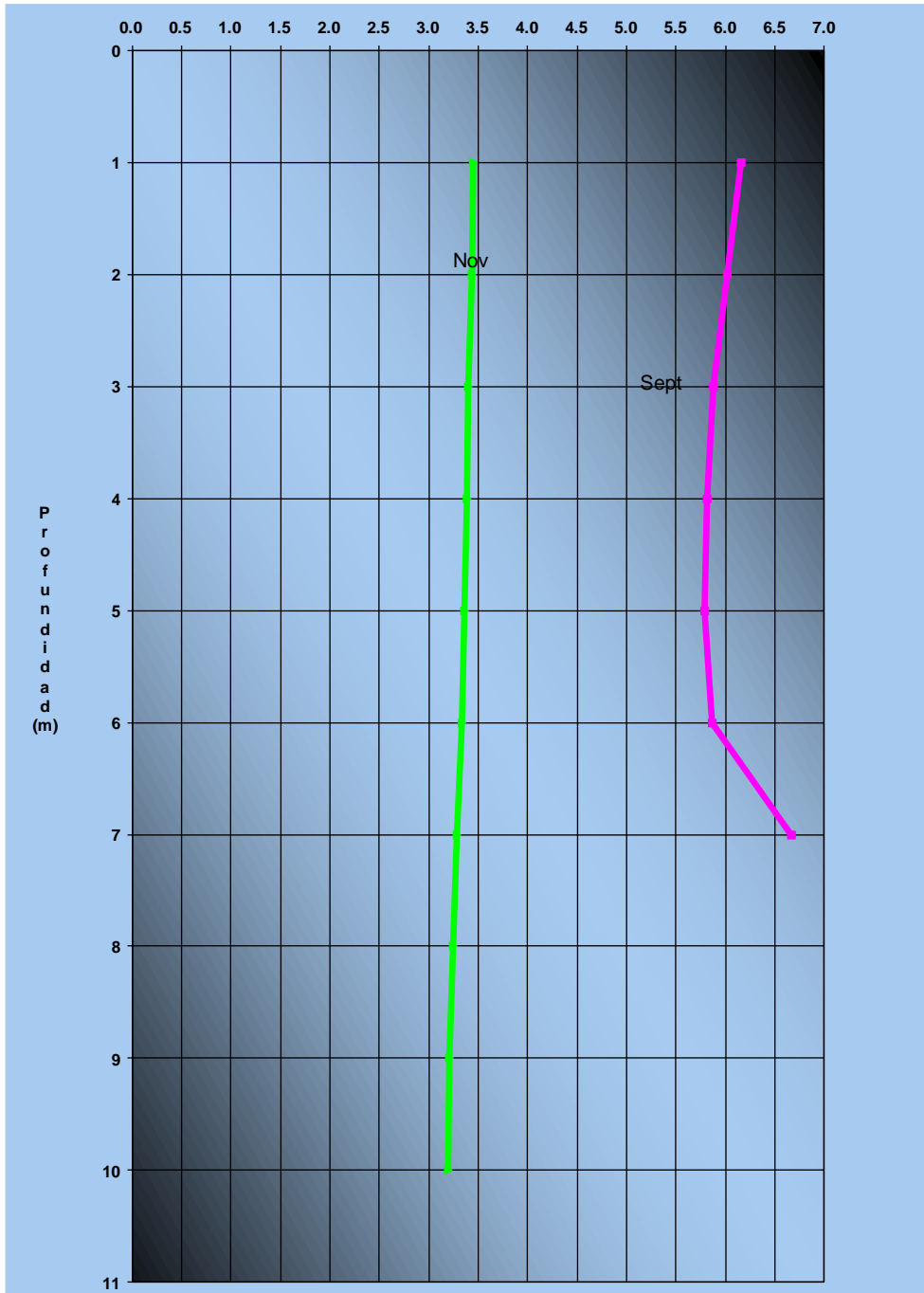


Figura 45. Perfiles de oxígeno disuelto (O.D., mg/L) en la estación E-4, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

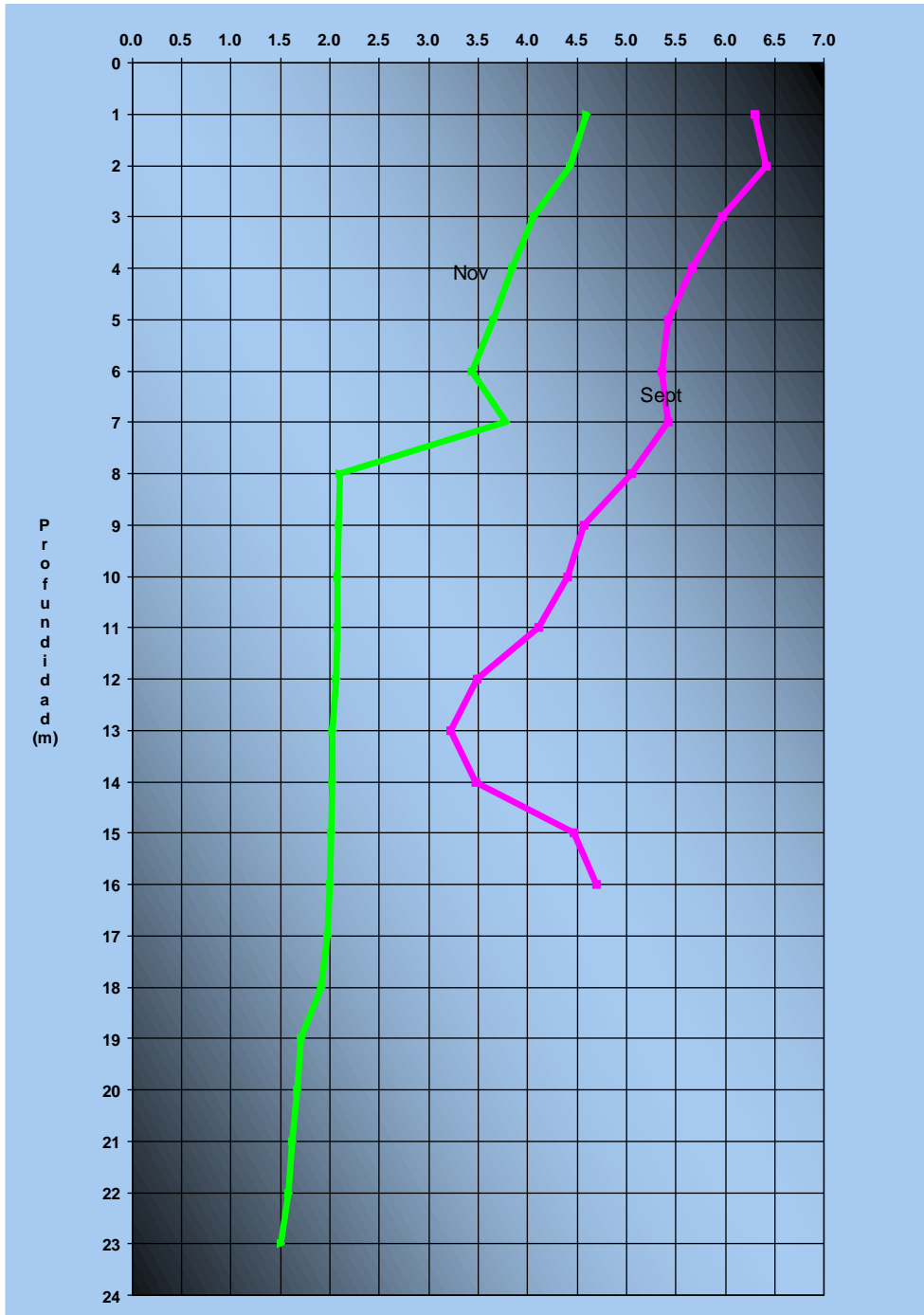


Figura 46. Perfiles de oxígeno disuelto (O.D., mg/L) en la estación E-5, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

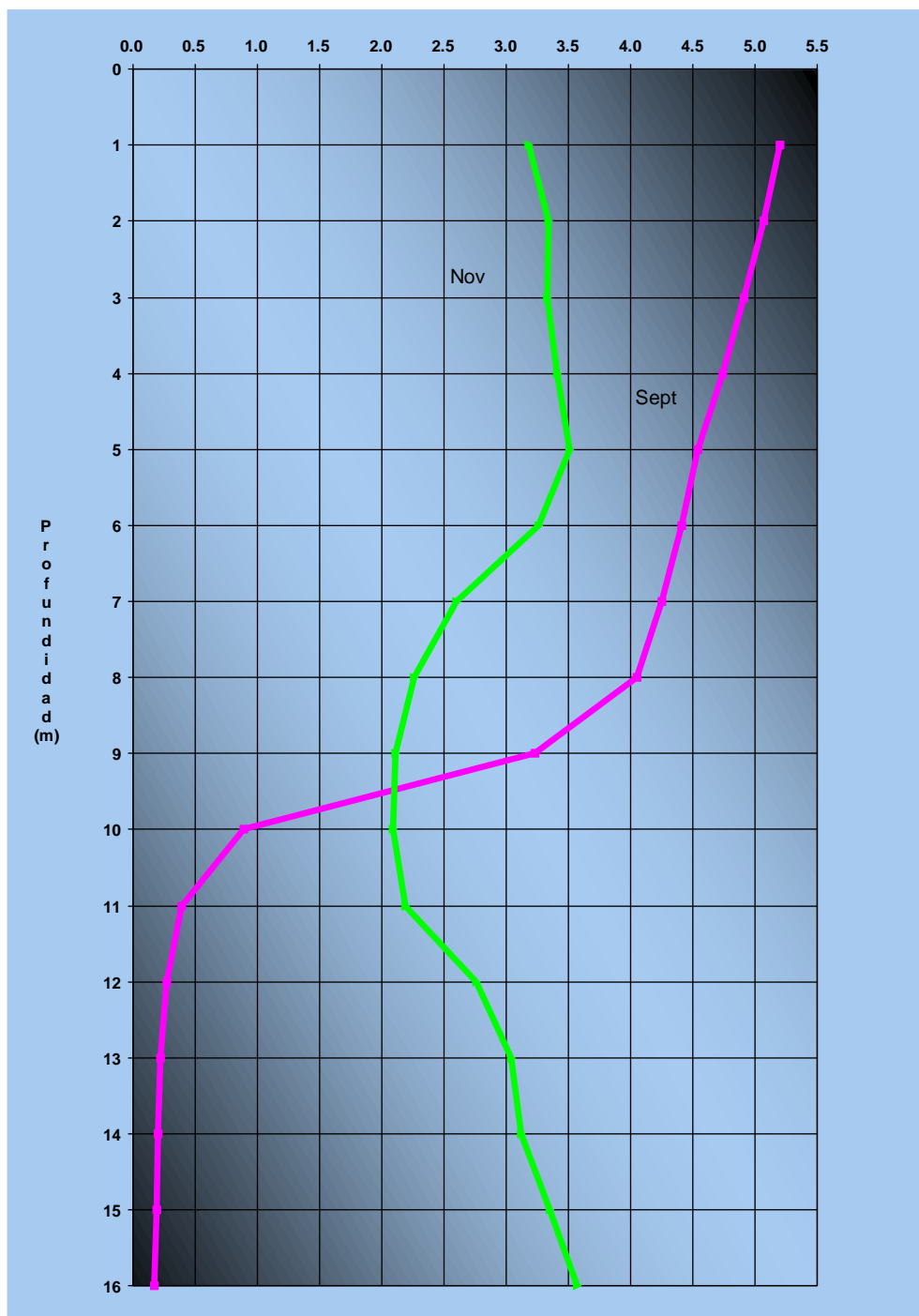


Figura 47. Perfiles de oxígeno disuelto (O.D., mg/L) en la estación E-6, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

Sólidos disueltos totales (SDT)

A continuación, se presentan los perfiles de sólidos disueltos totales (SDT) para el embalse Valle de Bravo y realizados en dos fechas, durante lluvias, los días 4 y 5 de septiembre, y durante secas el día 15 de noviembre de 2017. Los perfiles de SDT se presentan de las Figuras 48 a 53.

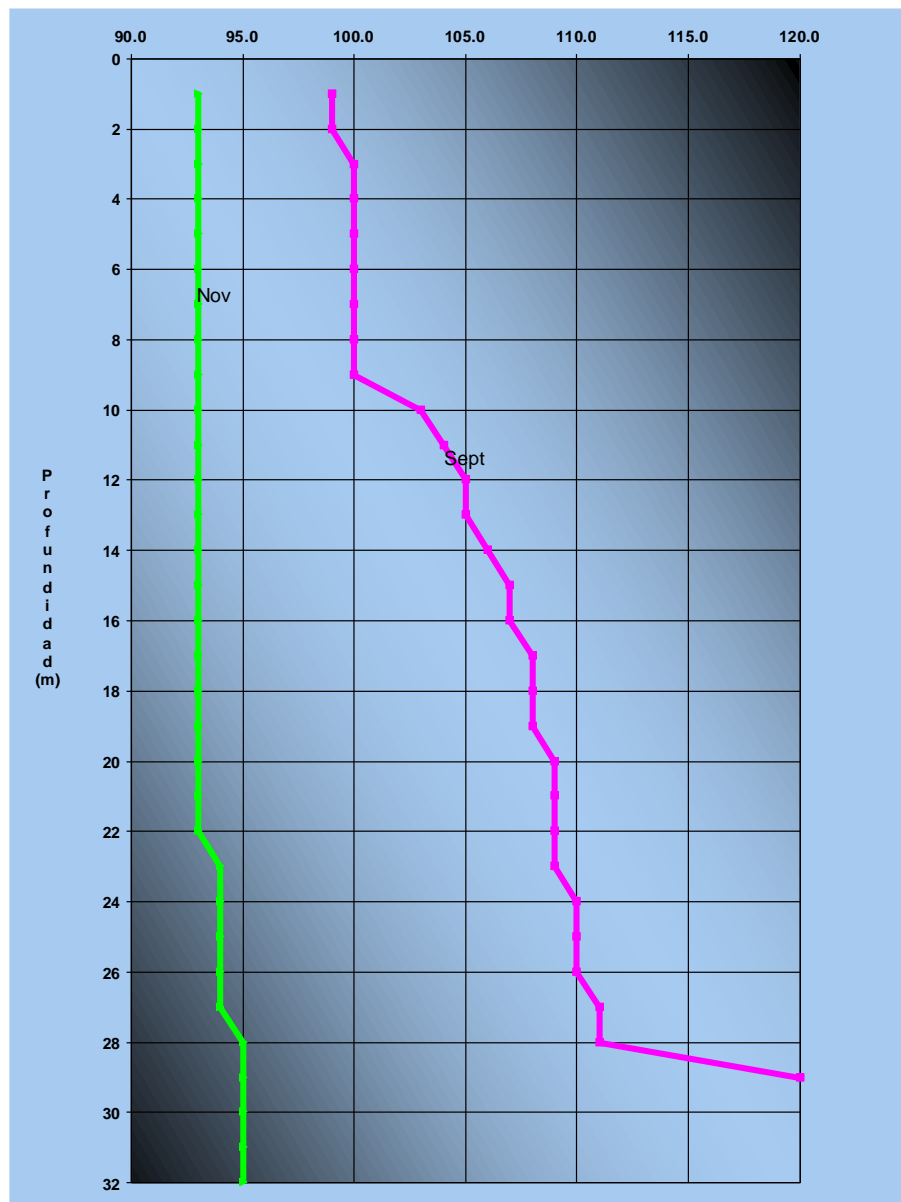


Figura 48. Perfiles de sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) en la estación E-1, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

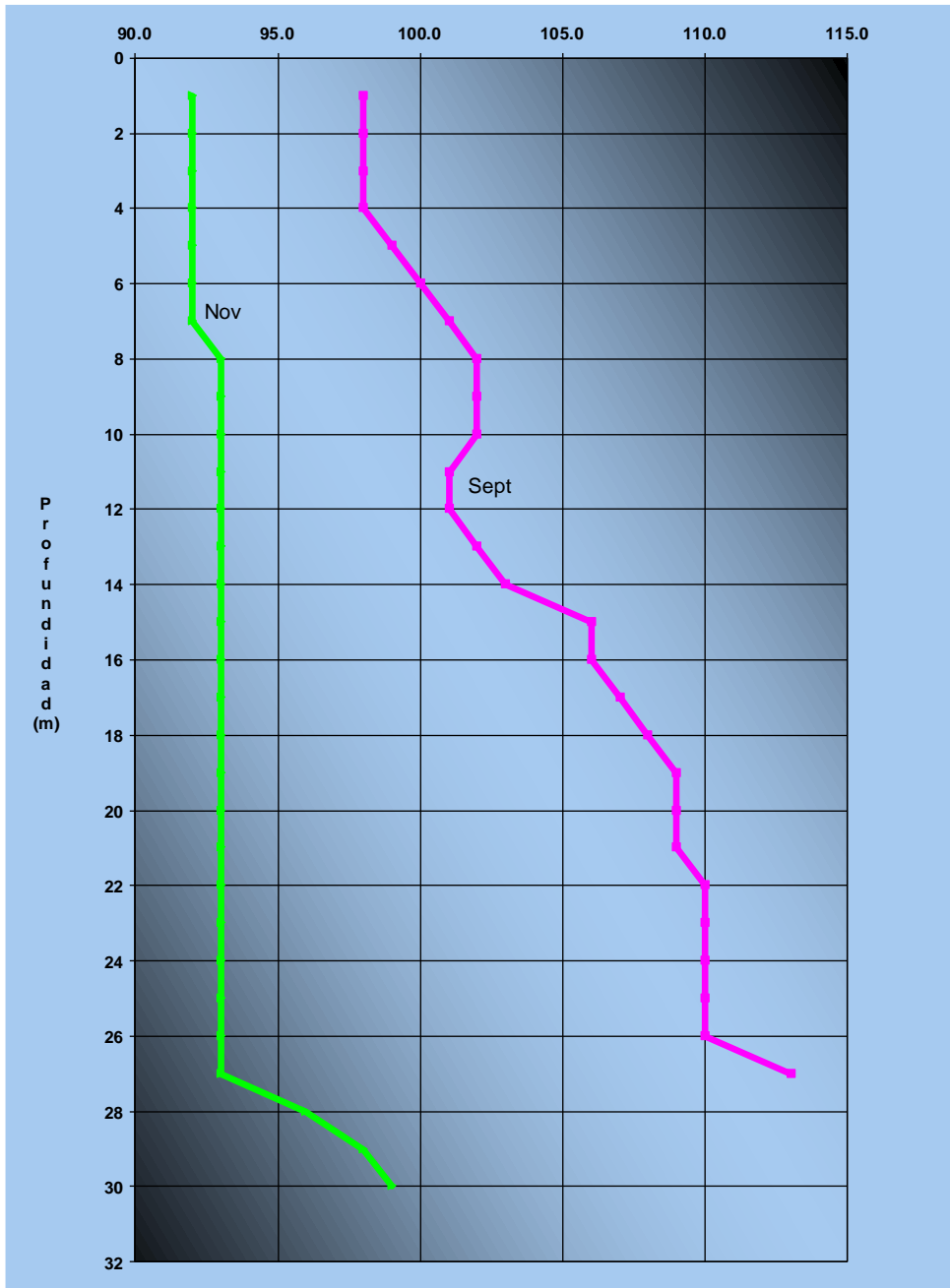


Figura 49. Perfiles de sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) en la estación E-2, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

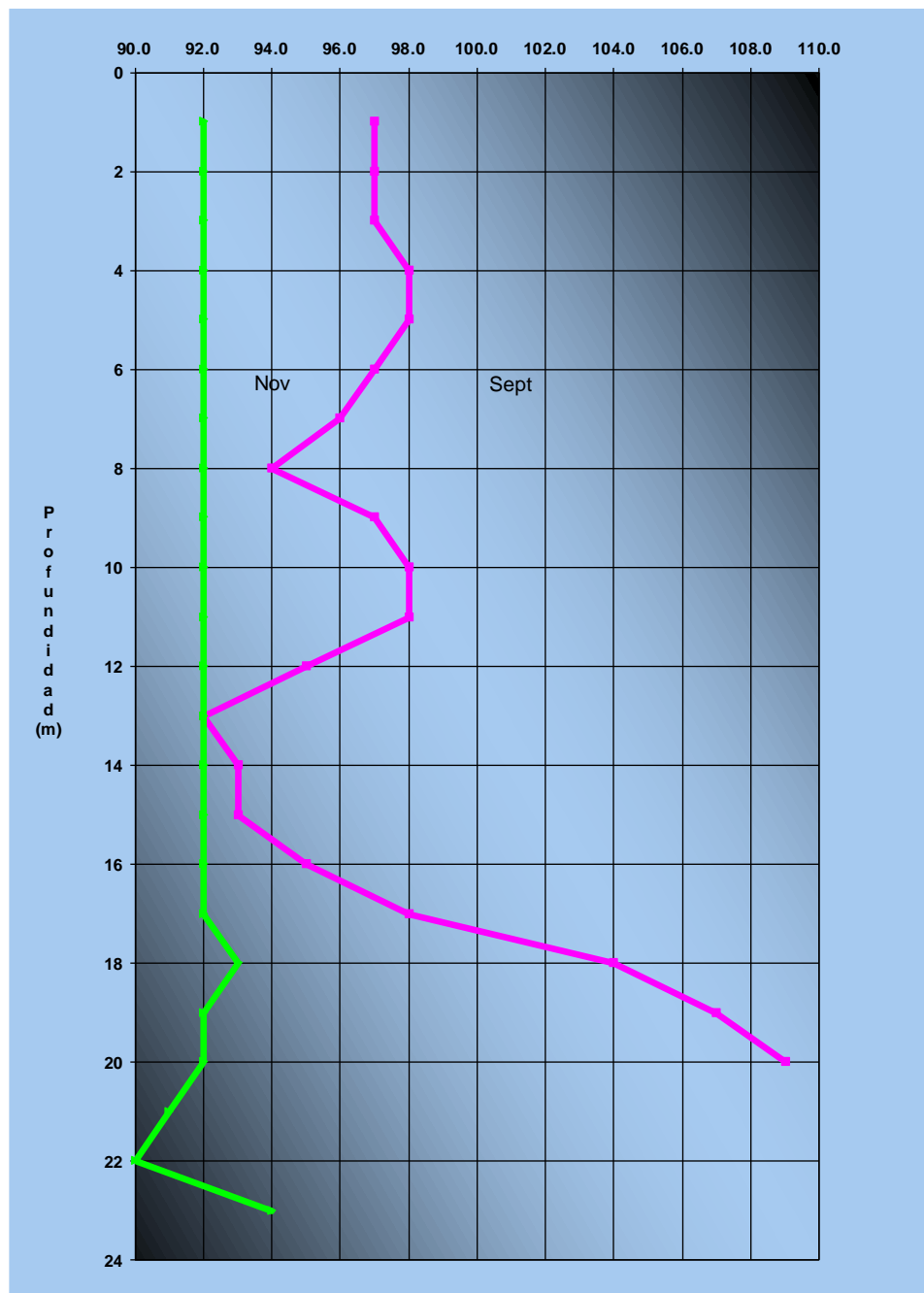


Figura 50. Perfiles de sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) en la estación E-3, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

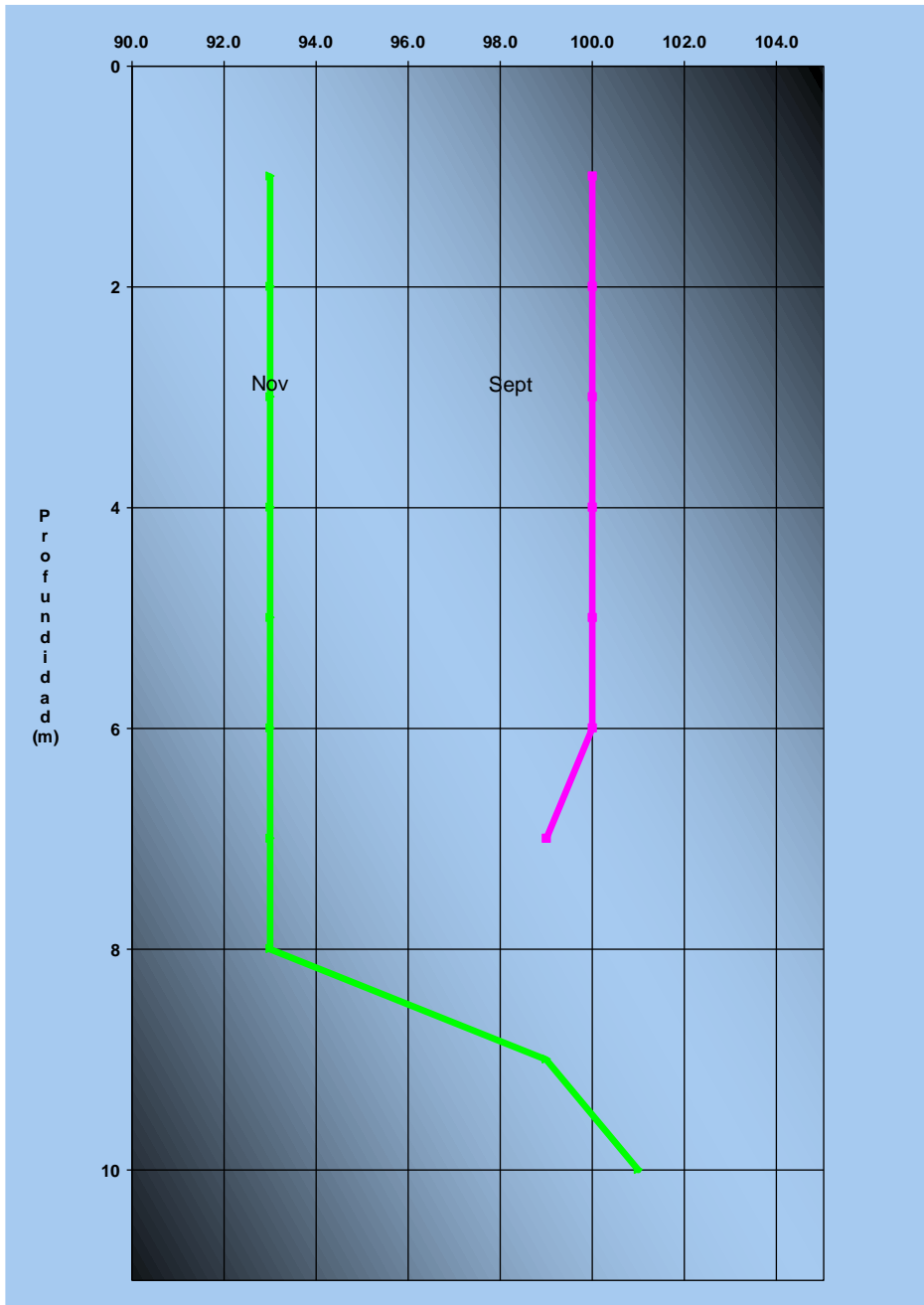


Figura 51. Perfiles de sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) en la estación E-4, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

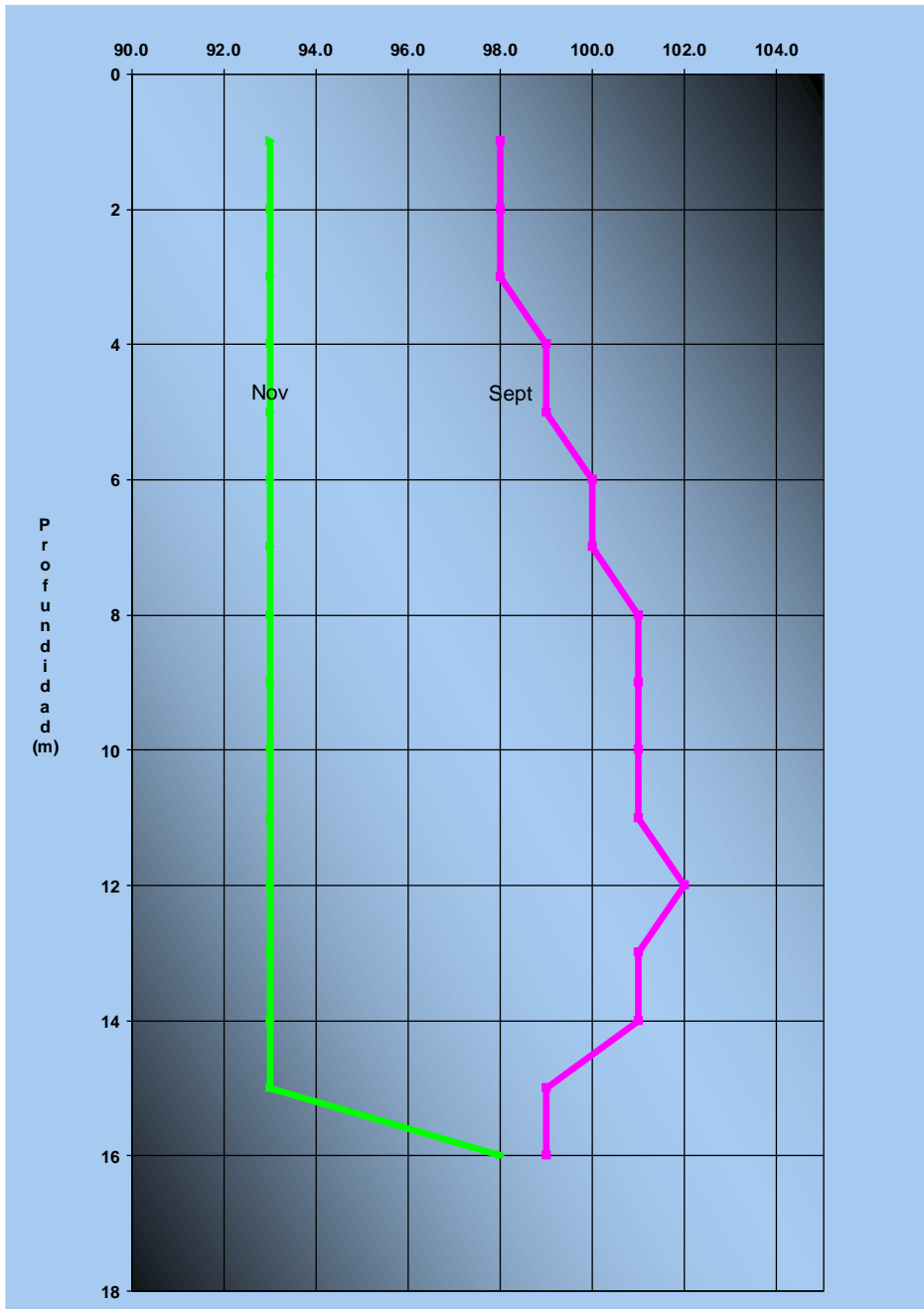


Figura 52. Perfiles de sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) en la estación E-5, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

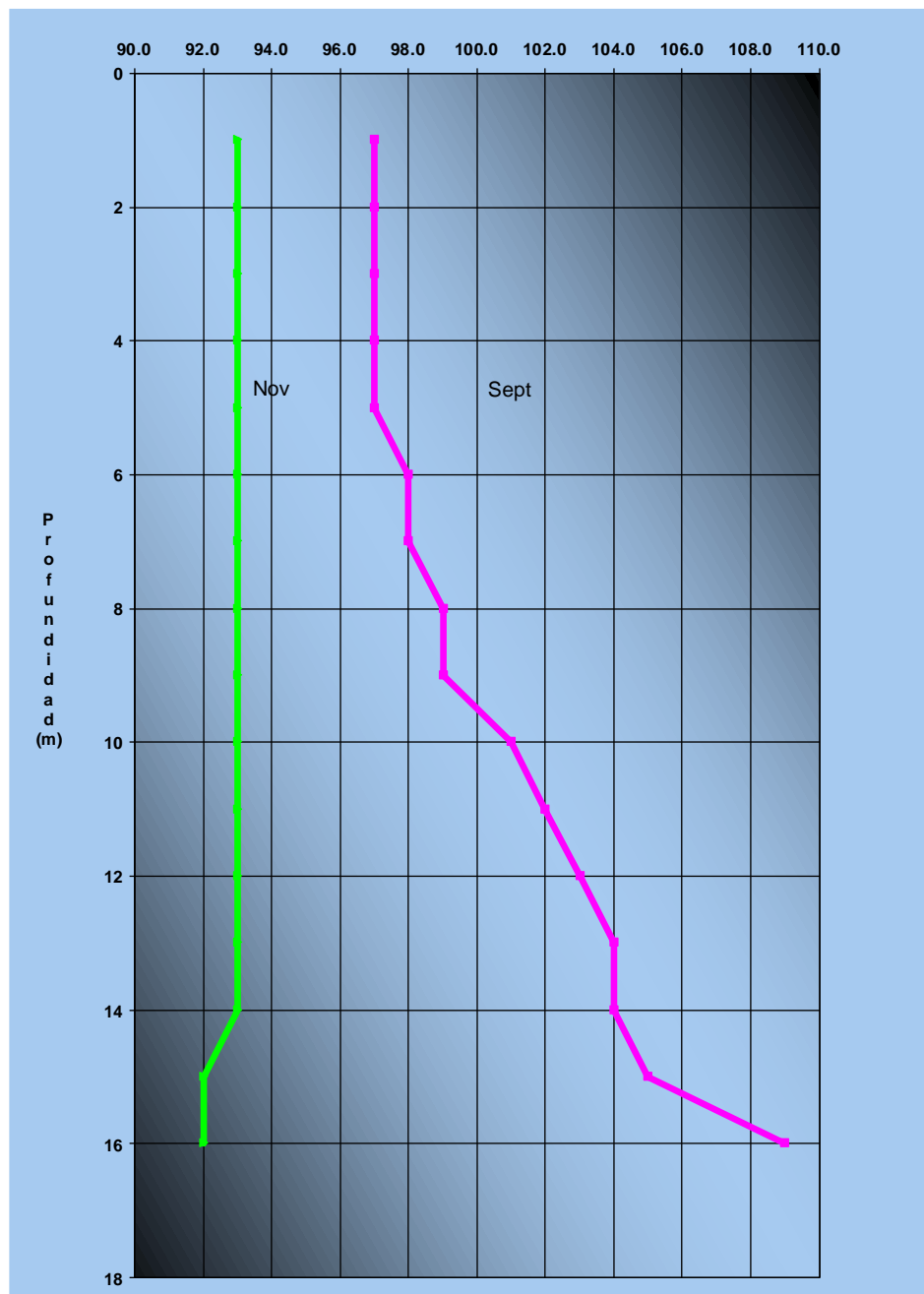


Figura 53. Perfiles de sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) en la estación E-6, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

Potencial Redox (Redox)

A continuación, se presentan los perfiles de potencial Redox (Redox) para el embalse Valle de Bravo y realizados en dos fechas, durante lluvias, los días 4 y 5 de septiembre, y durante secas el día 15 de noviembre de 2017. Los perfiles de Redox se presentan de las Figuras 54 a 59:

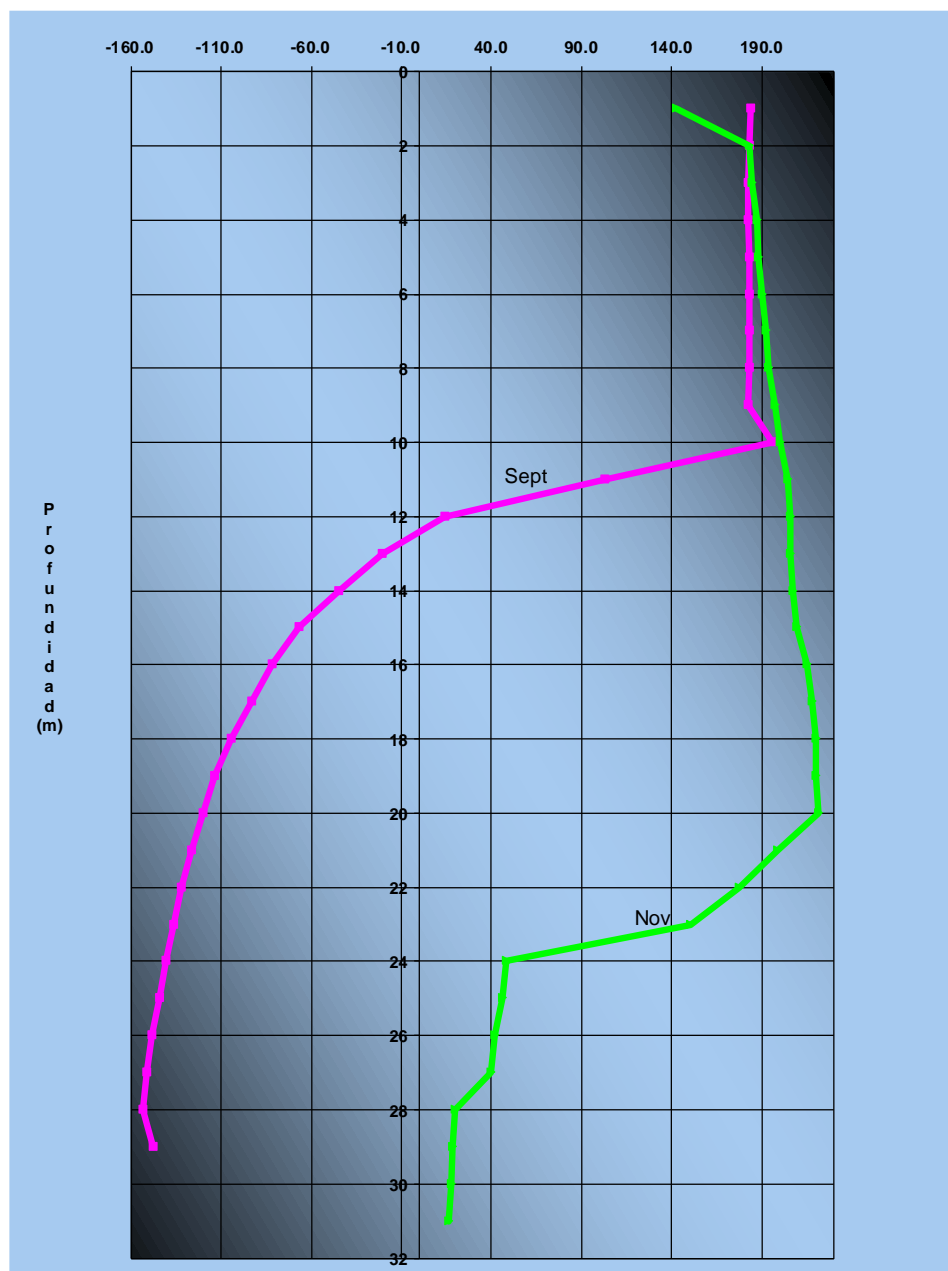


Figura 54. Perfiles del potencial de óxido reducción (Redox, mV) en la estación E-1, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

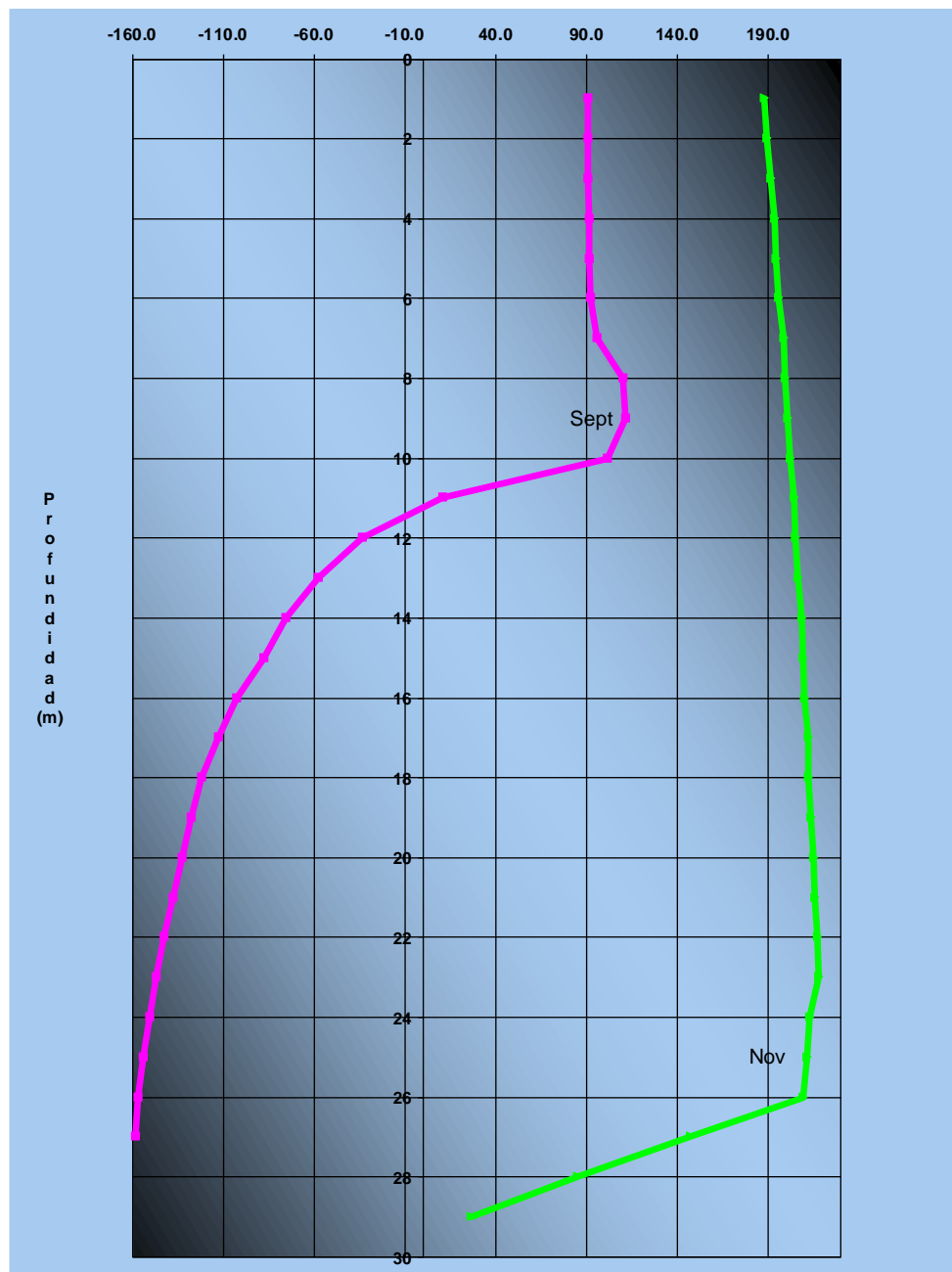


Figura 55. Perfiles del potencial de óxido reducción (Redox, mV) en la estación E-2, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

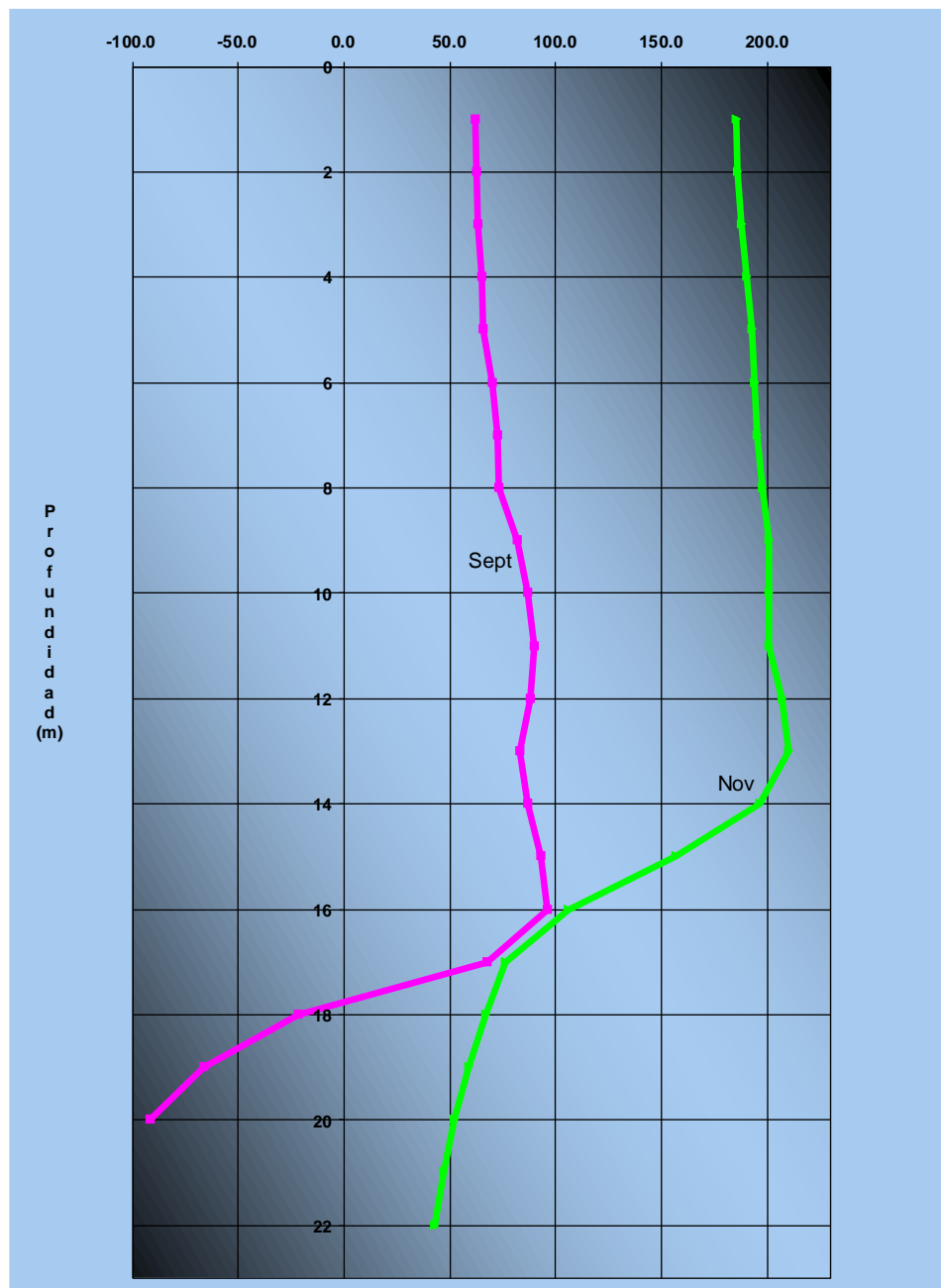


Figura 56. Perfiles del potencial de óxido reducción (Redox, mV) en la estación E-3, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

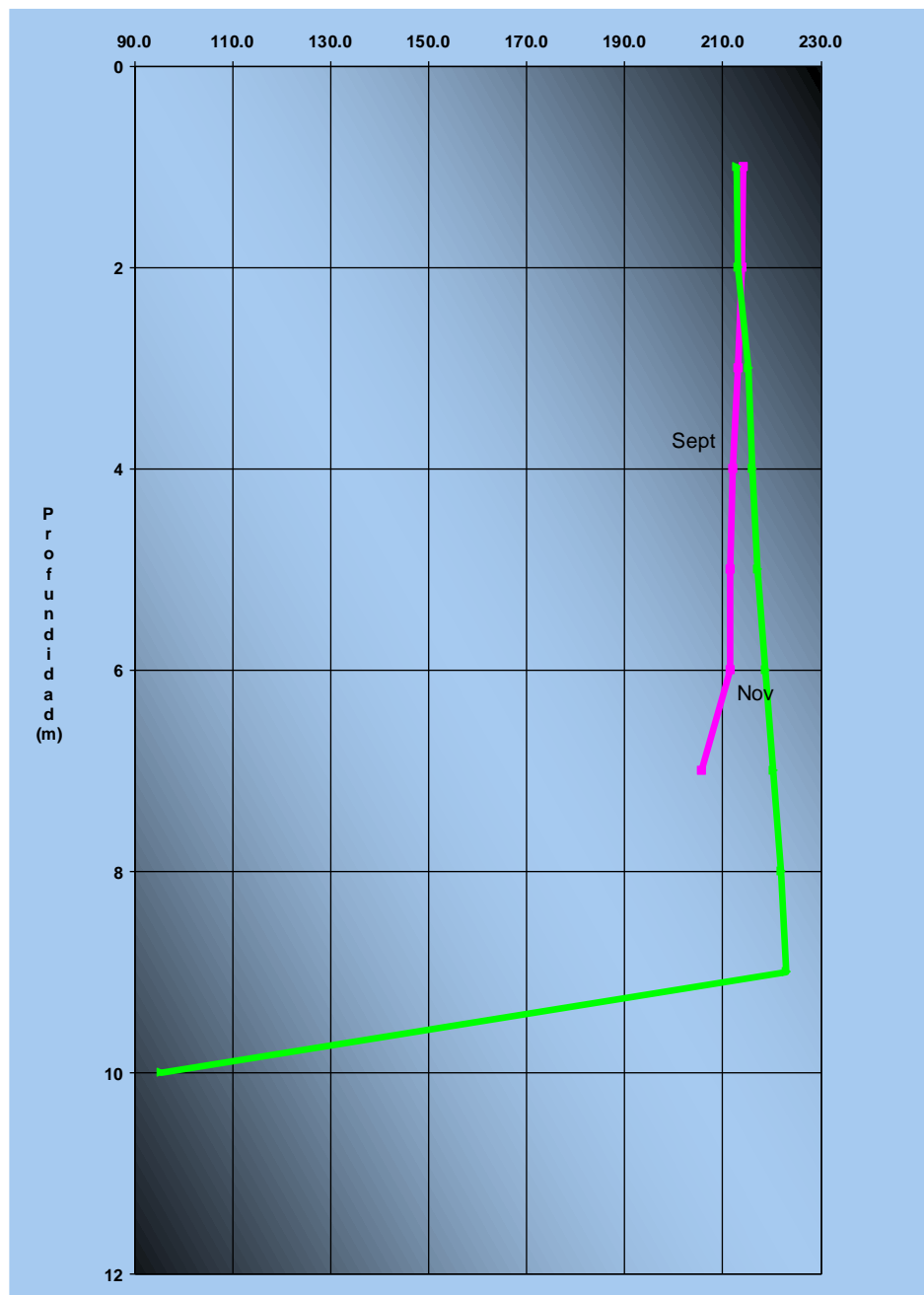


Figura 57. Perfiles del potencial de óxido reducción (Redox, mV) en la estación E-4, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

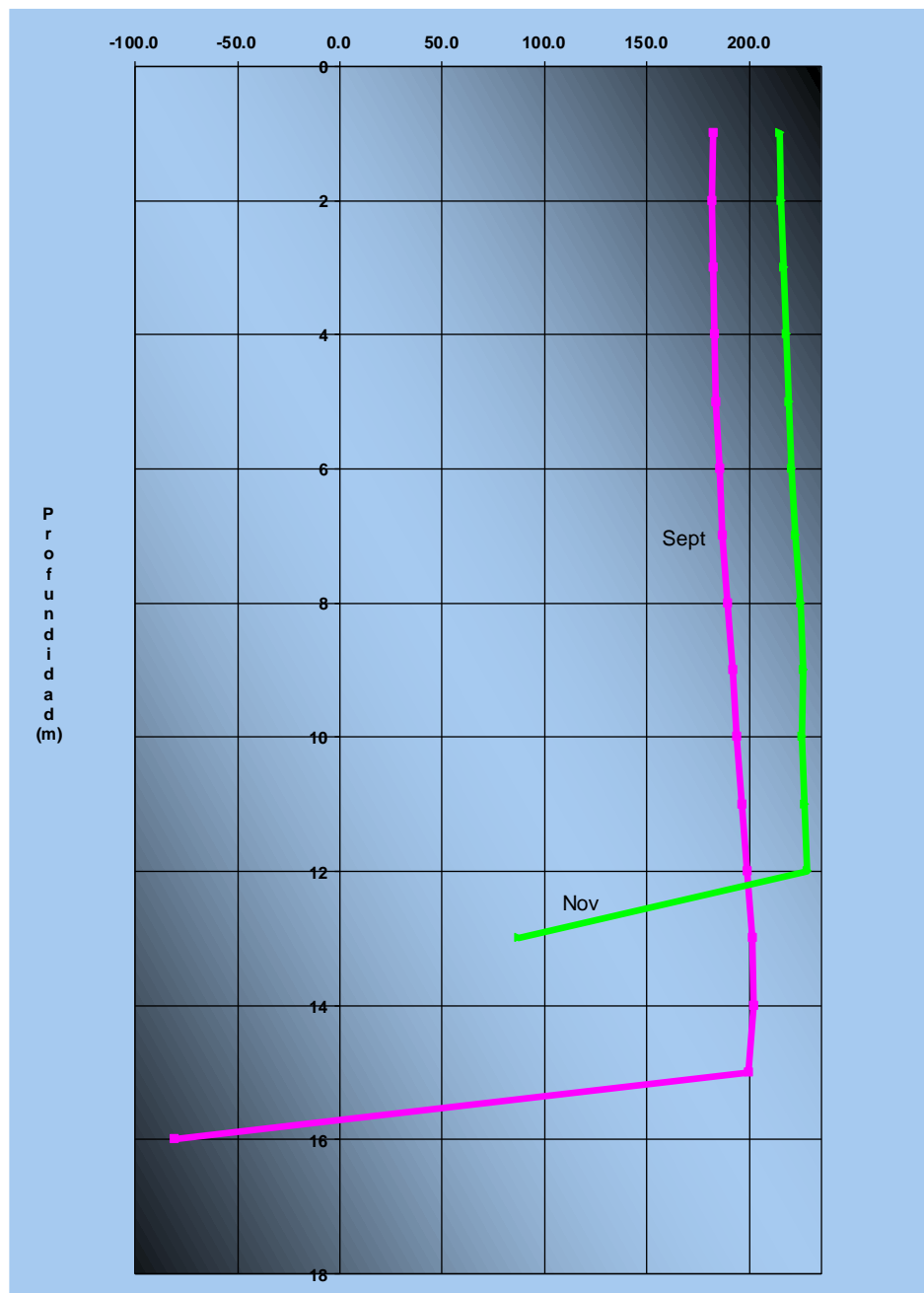


Figura 58. Perfiles del potencial de óxido reducción (Redox, mV) en la estación E-5, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

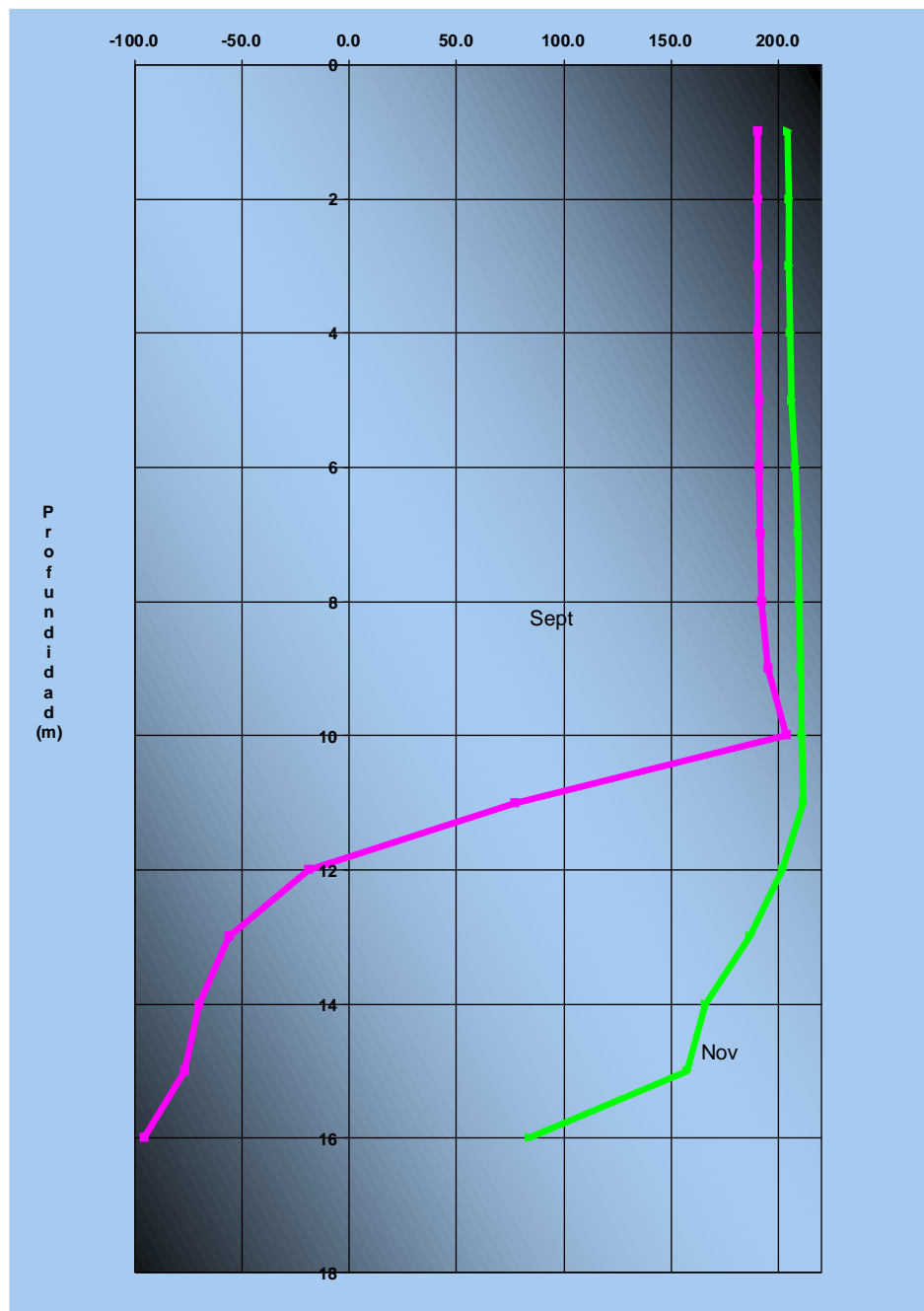


Figura 59. Perfiles del potencial de óxido reducción (Redox, mV) en la estación E-6, Valle de Bravo, Edo de Mex., septiembre y noviembre de 2017.

5.7 Evaluación experimental de la emisión de gases de efecto invernadero por el sedimento de la presa Valle de Bravo

5.7.1 Procedimiento

5.7.1.1 Muestreo

Se realizó un evento de muestreo en la presa Valle de Bravo en septiembre de 2017. El sitio de muestreo seleccionado se encuentra en las coordenadas 19°12′24.75″N y 100°10′13.06″O (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.) y presentó una profundidad de 28 m durante el muestreo.

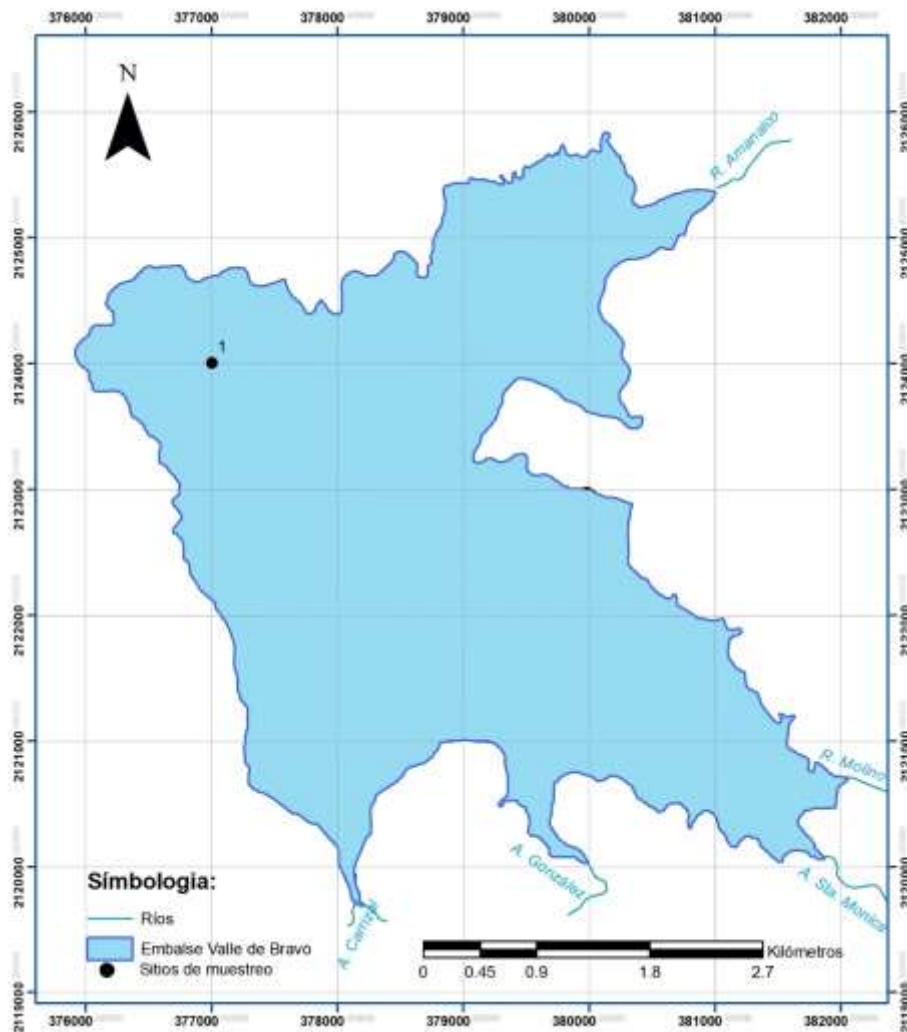


Figura 60 Sitio de muestreo seleccionado en la presa Valle de Bravo.

El sitio de muestreo fue seleccionado de acuerdo a la profundidad del agua y al potencial redox que presenta durante la época de estratificación (época en la que se realizó el muestreo), ya que se buscaba obtener muestras de sedimento que tuvieran condiciones anóxicas. Para su selección se utilizó información generada por CONAGUA-IMTA (2009 y 2010) (Figuras 60 y 61).

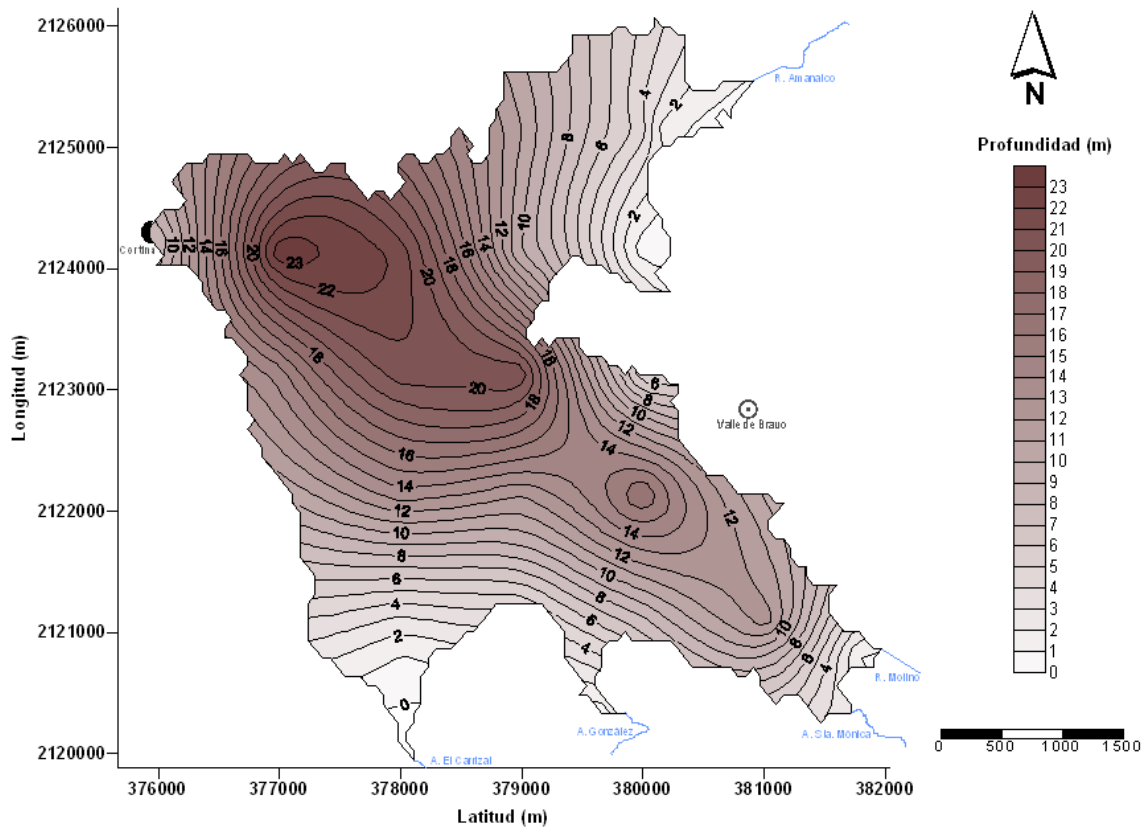


Figura 61 Profundidad del agua en la presa Valle de Bravo (Conagua-IMTA, 2009).

Se obtuvieron muestras de agua y de sedimento en la presa Valle de Bravo. Las muestras de agua fueron colectadas del fondo del cuerpo de agua mediante botella van Dorn (Figura 62) y almacenadas en botellas plásticas de 4 L, evitando en lo posible que hubiera burbujas de aire dentro del envase. Las muestras se preservaron con hielo y en condiciones de oscuridad para evitar actividad microbiológica y/o fotodegradación durante el transporte.

Las muestras de sedimento fueron obtenidas mediante draga Ekman (Figura 63) y almacenadas en bolsas de plástico con cierre hermético y en frascos de vidrio de boca ancha

de 1 L con tapa plástica y contratapa de teflón. Las muestras fueron colocadas en oscuridad y preservadas con hielo(Figura 64).

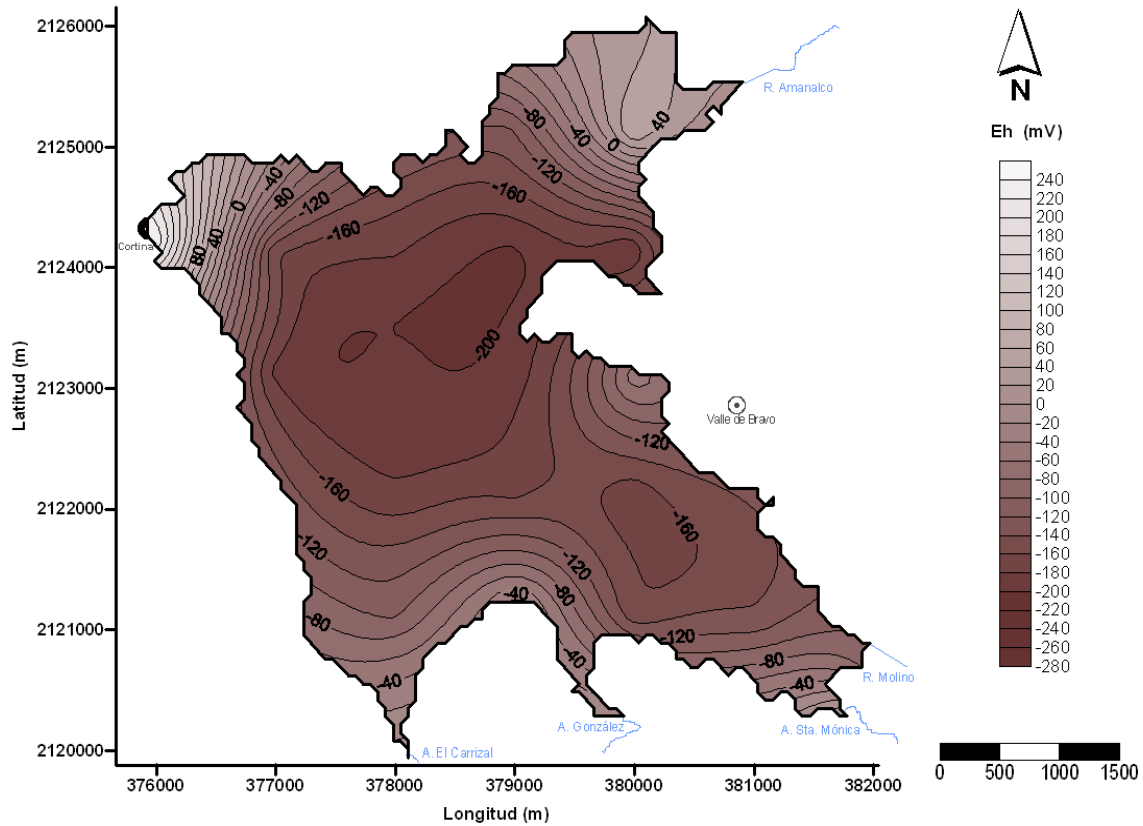


Figura 62 Potencial redox en sedimento de la presa Valle de Bravo (Conagua-IMTA, 2010).



Figura 63 Obtención de muestra de agua en la presa Valle de Bravo mediante botella van Dorn.



Figura 64 Obtención de muestra de sedimento en la presa Valle de Bravo mediante draga Ekman.



Figura 65 Almacenamiento y preservación de muestras de agua y sedimento obtenidas.

5.7.1.2 Caracterización de muestras de sedimento de la presa Valle de Bravo

Se determinó contenido de humedad y de materia orgánica a las muestras de sedimento obtenidas. Para esto, se colocaron 100 ml de sedimento húmedo en cápsulas de evaporación de porcelana, previamente pesadas. La cápsula con la muestra se pesó y se colocó en estufa a 105 °C durante 16 h (Figura 65). La muestra se enfrió a temperatura ambiente dentro de desecador y posteriormente se pesó. Se obtuvo el contenido de humedad de las muestras utilizando la diferencia de peso húmedo y seco, de acuerdo al método D2974-87 (ASTM, 1993). Se encontró que la muestra tiene contenido de humedad de 91 %.



Figura 66 Secado de sedimento en estufa.

Posteriormente, se obtuvieron 12 g de muestra previamente secada hasta peso constante, y se colocó en cápsulas de evaporación de porcelana dentro de mufla a 550 °C durante media hora (Figura 66). La muestra se enfrió en desecador y se pesó. Con la diferencia en peso resultante se obtuvo el contenido de materia orgánica de acuerdo al método D2974-87 (ASTM, 1993). Se determinó que la muestra tiene 16.5 % de materia orgánica.



Figura 67 Calcinación de muestra de sedimento para determinación de materia orgánica.

5.7.1.3 Experimentos de liberación de GEI por el sedimento de la presa Valle de Bravo

Para evaluar la producción y liberación de GEI desde el sedimento se realizaron experimentos de incubación de sedimento y agua, bajo condiciones aerobias y anaerobias, con el objetivo de simular las condiciones a las que se expone el sedimento en la presa Valle de Bravo durante el año (época de estratificación y mezcla).

El experimento se desarrolló en cámaras de incubación fabricadas en acrílico. Las cámaras de incubación cuentan con volumen de trabajo de 2.1 L, puerto de entrada de gas, puerto de salida de gas con una válvula unidireccional que evita que entre algún fluido a la cámara, puerto para toma de muestra o para medición de pH y puerto con electrodo de platino para medición de ORP(Figura 67).

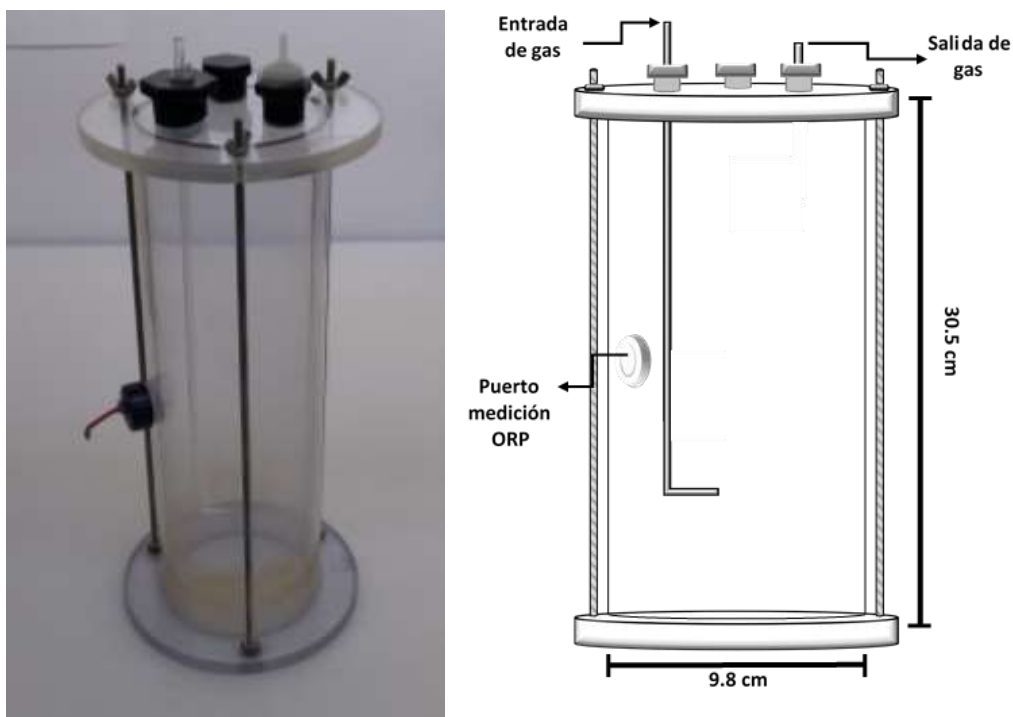


Figura 68 Cámaras de incubación para agua y/o sedimento.

Se prepararon cinco cámaras de incubación, cuatro con aproximadamente 900 ml de sedimento y 1,100 ml de agua (A, B, C y D) y una con 2,100 ml de agua (E) de la presa Valle de Bravo. Las cámaras de incubación se prepararon en campo durante el muestreo.

Para la preparación de las cámaras de incubación se obtuvieron muestras de sedimento con draga Ekman, se sumergió la cámara dentro de la draga con sedimento para su llenado (Figura). Posteriormente, se obtuvieron muestras de agua del fondo de la presa mediante botella van Dorn y se colocó en una botella de plástico para llenar las 5 cámaras con esta agua mediante sifón (Figura 68), de esta manera se disminuye la oxigenación del agua durante su manipulación. Las cámaras fueron cerradas y transportadas dentro de hieleras con hielo al laboratorio de hidrogeoquímica del IMTA.



Figura 69 Colocación de sedimento en las cámaras de incubación.

Las cámaras se instalaron en refrigerador (Figura 69) para mantener la temperatura a $10^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Se conectó línea de entrada de gas mediante manguera de silicón y válvulas controladoras de flujo de gas para alimentar las cinco cámaras de incubación. La entrada de gas se conectó a una trampa de entrada con 1 L de solución 2M NaOH para eliminar el CO_2 en el gas de alimentación y la salida de la trampa se conectó a las cámaras de incubación.

La salida de gas de cada cámara de incubación se conectó mediante manguera de silicón a una trampa de salida con 0.5 L de solución 0.012 M $\text{Ba}(\text{OH})_2$ para capturar el CO_2 producido en las cámaras. En las trampas de salida, el CO_2 producido en las cámaras de incubación reacciona con el $\text{Ba}(\text{OH})_2$ de la solución produciendo BaCO_3 que precipita disminuyendo la conductividad eléctrica de la solución en la trampa. Mediante medición de temperatura y conductividad eléctrica se determina la cantidad de CO_2 producido de acuerdo al método descrito por van Afferden et al. (2006). En la Figura 72 se presenta un esquema del montaje experimental.



Figura 70 Llenado de las cámaras de incubación con agua.



Figura 71 Cámaras de incubación preparadas e instaladas en refrigerador.

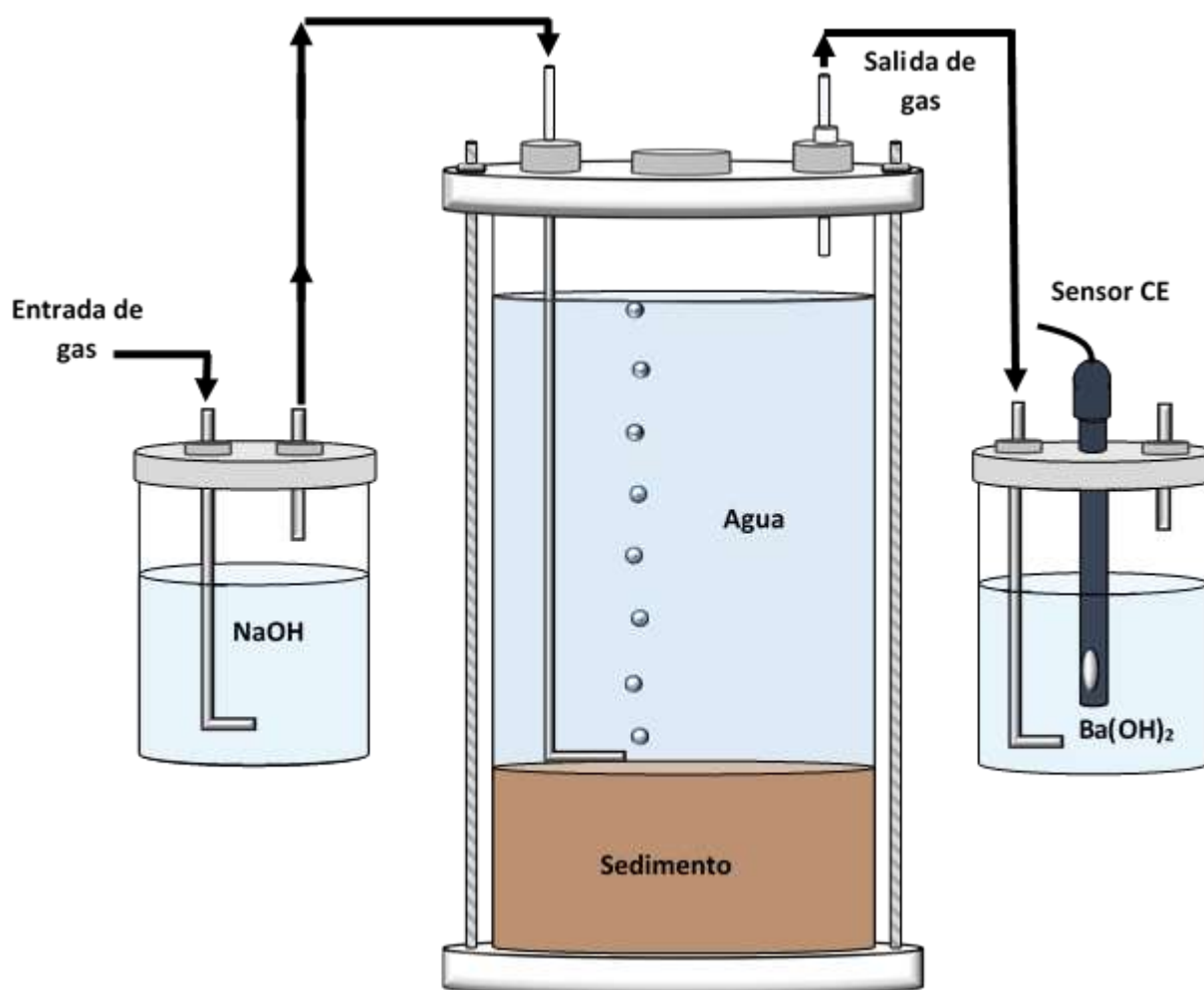


Figura 72 Esquema del montaje experimental.

Se suministró aire a las cámaras de incubación mediante una bomba de aire (Optima Elite 5000cc) para mantener condiciones aeróbicas en éstas. El flujo de aire fue de 0.05 L/min aproximadamente. En los tiempos 0, 4, 7, 11, 14 y 18 d se realizó medición de pH y ORP en las cámaras y medición de conductividad eléctrica y temperatura de las trampas de salida, para monitorear la producción de CO₂. Adicionalmente, en los tiempos 0 y 18 d se tomó una alícuota de 50 ml de la solución alcalina de cada trampa de salida. Esta solución se tituló con 0.1 M HCl para corroborar la cantidad de CO₂ capturado y determinado mediante medición de conductividad eléctrica.

Posteriormente, se suministró nitrógeno gaseoso para generar condiciones anaerobias dentro de las cámaras. Se repitió el procedimiento descrito para la incubación en condiciones aerobias registrando mediciones en los tiempos 0, 4, 7, 11 y 18 d.

El pH promedio registrado en el agua de las cámaras de incubación que contenían muestra de sedimento + agua (A – D) al inicio del experimento fue 7.3, se observó un aumento durante los primeros cuatro días que se airearon las cámaras hasta llegar a un valor promedio de 9 para posteriormente disminuir hasta 8.7 a partir del día 7 para mantenerse en ese valor promedio hasta el final del experimento (Tabla 19).

El agua dentro de la cámara de incubación E inició con un pH de 7.4, muy cercano al que presentó el agua de las cámaras que contenían sedimento + agua (A – D), y fue aumentando hasta alcanzar un valor de 8.8 durante el onceavo día de incubación. Posteriormente, el pH disminuye hasta alcanzar un valor de 8.4 al final del experimento (Tabla 19).

En el caso de los experimentos realizados bajo condiciones anaerobias, el pH medido en las cámaras A, C, D y E tiene un comportamiento similar al registrado en los experimentos en condiciones aerobias. Se observan valores de pH iniciales cercanos a 7.5 que aumentan en los primeros 7 días para posteriormente mantenerse hasta el final del experimento en valores cercanos a 8.7. En el caso de la cámara B se observa que después de alcanzar 8.5 unidades de pH, éste comienza a disminuir hasta finalizar con valor de 7.7 (Tabla 19).

El ORP en el agua de las cámaras de incubación que contenían sedimento + agua tuvieron comportamientos distintos entre ellas. El ORP en las cámaras A y D presentó un aumento continuo en cada punto de muestreo hasta llegar a valores entre 8 y 9 mV. El agua en la cámara B, tuvo un aumento en el ORP hasta el día 7 y luego se mantuvo hasta el final del experimento en 20 mV, mientras que en la cámara C alcanzó en el día 7 un valor cercano a los 40 mV disminuyendo progresivamente hasta 28 mV al final del experimento.

El agua de la cámara E, presentó una disminución en el ORP ya que inició con valor superior a 20 mV y después disminuyó hasta valores cercanos a los obtenidos en las cámaras A y D (Figura). Se observa que durante el experimento, se presentaron condiciones aerobias en las cámaras de incubación.

En los experimentos realizados en condiciones anaerobias se observa que en las cámaras que contienen muestra de sedimento + agua (A – D) se presenta una disminución de los valores de ORP medidos en el agua hasta alcanzar valores cercanos a 0 mV, a excepción de la cámara C donde el ORP disminuye llegando a un valor final de 10 mV (Figura 73). Por su parte, en la cámara E que solo contiene agua se muestra una mayor sensibilidad del ORP, ya que sus valores disminuyen hasta alcanzar -28 mV (Figura 74). Esto puede deberse a que

el sedimento presente en las otras cámaras intercambia iones con el agua, regulando el ORP.

En la incubación de sedimento + agua en condiciones aerobias, se registró producción de CO₂ entre 4.1 y 5.9 mmol en 18 días, mientras que la cámara que sólo contenía agua produjo 4 mmol de CO₂ en los mismos 18 días. Se observa que el comportamiento en las cámaras B, C y D son similares y que la mayor producción de CO₂ se registra en los primeros 7 y en los últimos 4 días de incubación.

Tabla 19 pH en muestras de agua y sedimento (A-D) y de agua (E) durante incubación.

Tiempo (d)	pH (Unidades)				
	A	B	C	D	E
Condiciones aerobias					
0	7.5	7.1	7.4	7.3	7.4
4	9.2	9.1	9.6	8.1	8.0
7	8.8	8.7	8.9	8.3	8.4
11	8.7	8.9	8.7	8.5	8.8
14	8.7	8.8	8.5	8.3	8.7
18	8.7	8.7	8.8	8.4	8.4
Condiciones anaerobias					
0	7.6	7.5	7.6	7.4	7.5
4	8.7	7.9	8.1	8.2	8.2
7	8.9	8.5	8.7	8.5	8.4
11	8.7	7.9	8.9	8.6	8.8
18	8.6	7.7	8.7	8.4	8.8

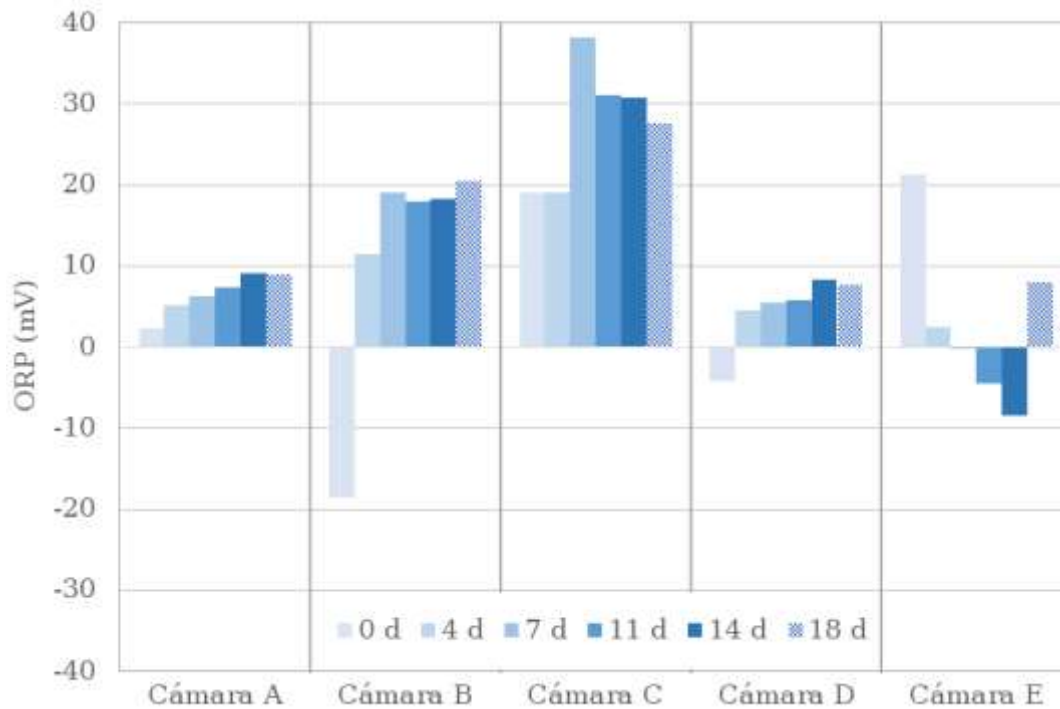


Figura 73 ORP medido en los experimentos de incubación aerobia de agua y sedimento.

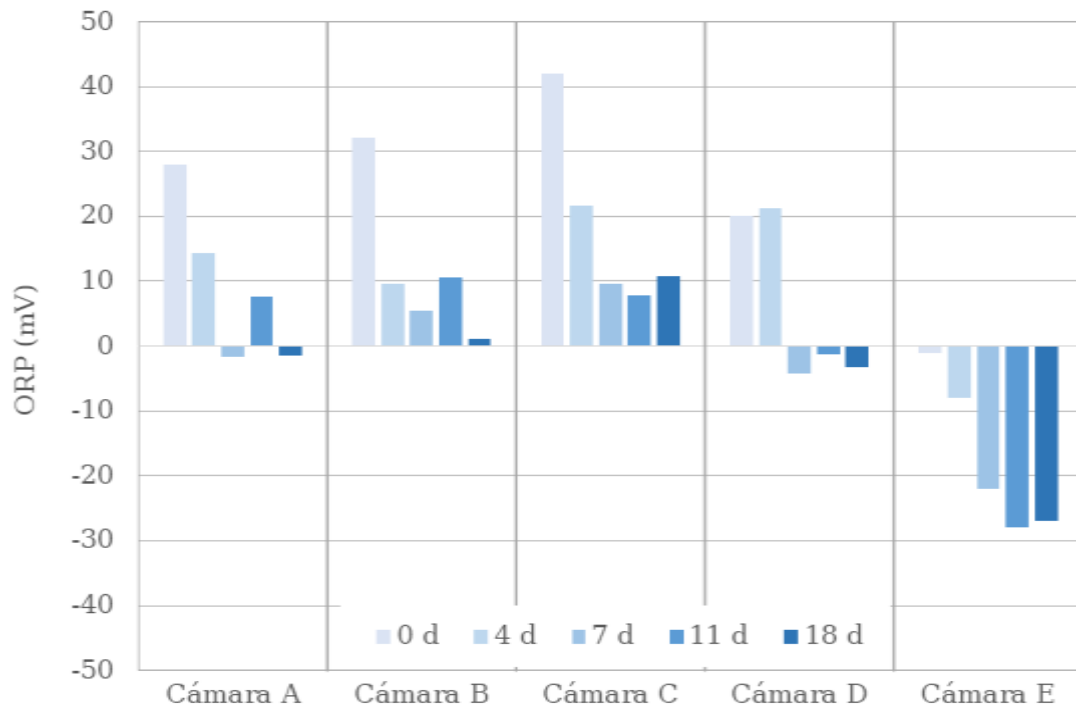


Figura 74 ORP medido en los experimentos de incubación anaerobia de agua y sedimento.

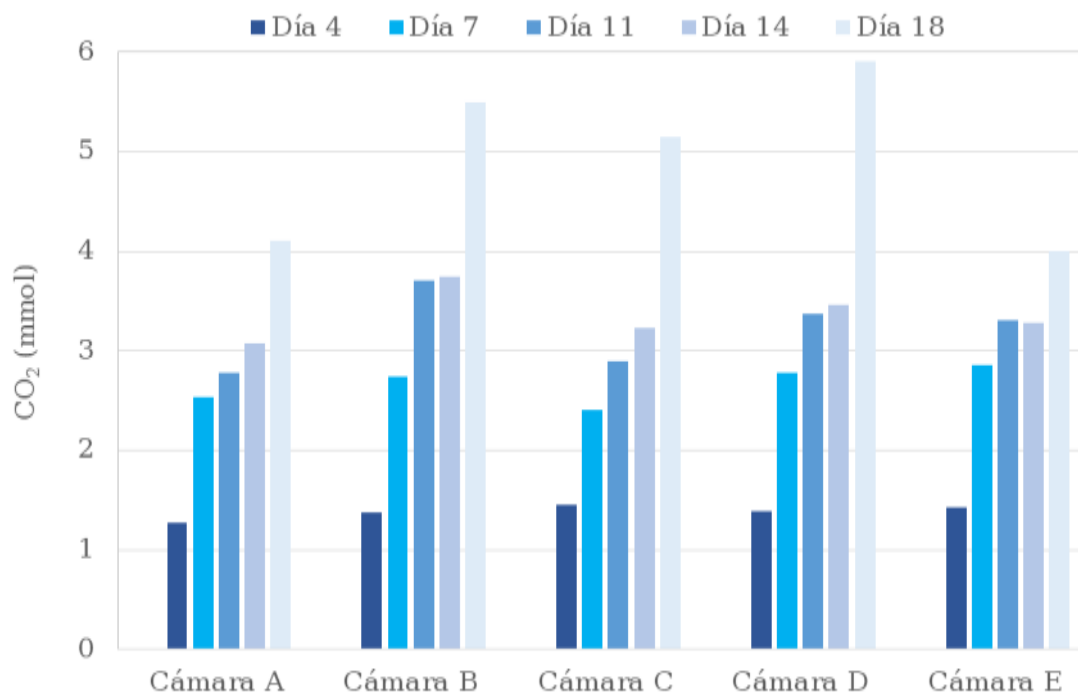


Figura 75 Producción de CO₂ por sedimento y agua bajo condiciones aerobias.

En la incubación bajo condiciones anaerobias se registró producción de CO₂ entre 0.4 y 2.4 mmol en las cámaras que contenían sedimento + agua. La cámara A y la D tuvieron comportamientos similares y su producción fue entre 0.4 y 0.65 mmol de CO₂ mientras que, la cámara B y C presentaron un comportamiento similar entre ellas y una mayor producción de CO₂, 2.1 y 2.4 mmol respectivamente. La cámara E que contenía agua, produjo 0.65 mmol de CO₂ (Figura).

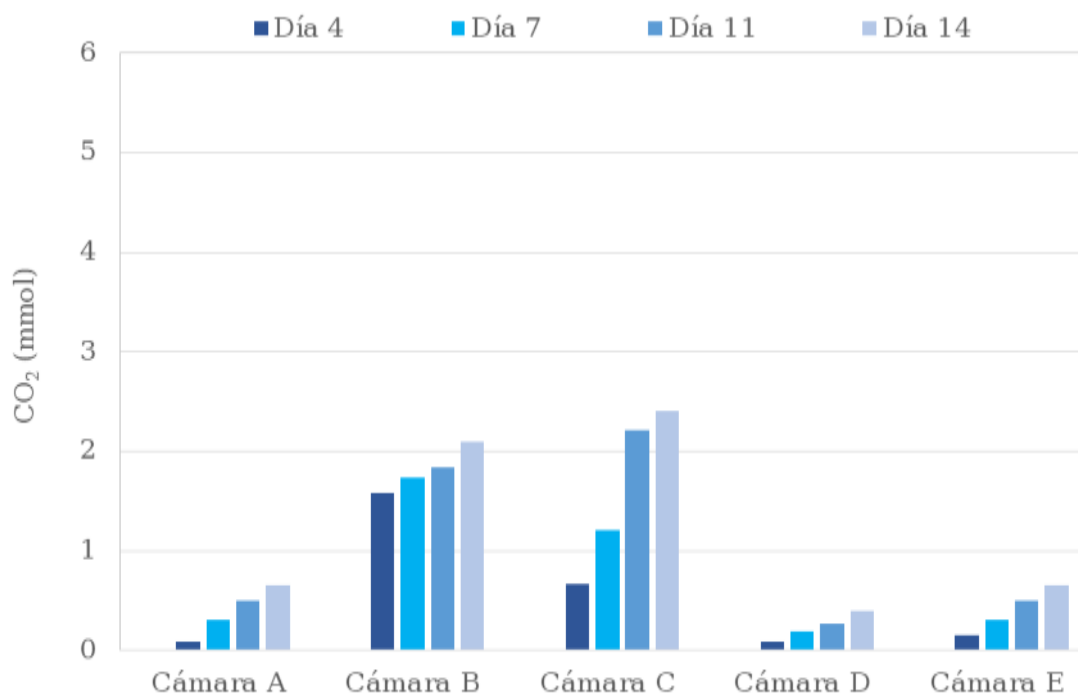


Figura 76 Producción de CO₂ por sedimento y agua bajo condiciones anaerobias.

Para conocer la producción de CO₂ del sedimento durante la incubación, se ponderó el resultado obtenido en las cámaras que sólo contenían agua (E, aerobio y anaerobio) con el volumen de agua utilizado, obteniendo 2.12 mmol/L en la cámara bajo condiciones aerobias y 0.35 mmol/L en la cámara bajo condiciones anaerobias.

Posteriormente, se restó la producción de CO₂ del agua en las cámaras A, B, C y D (aerobio y anaerobio) que contenían sedimento + agua. Se registró producción de CO₂ del sedimento incubado aeróbicamente entre 2.1 y 3.4 mmol (Figura 77). Por su parte, el sedimento incubado bajo condiciones anaerobias registró una menor producción de CO₂ en comparación al incubado en condiciones aerobias con valores entre 0.2 y 2.1 mmol (Figura 78).

La producción de CO₂ en la cámara de incubación A, bajo condiciones aeróbicas de sedimento + agua fue menor a la registrada en las cámaras B, C y D, aun cuando las condiciones experimentales fueron similares. En el caso de la incubación anaerobia, las cámaras A y D tuvieron una producción cercana entre ellas, pero menor a la producción de las cámaras B y C que también tuvieron producción similar entre ellas.

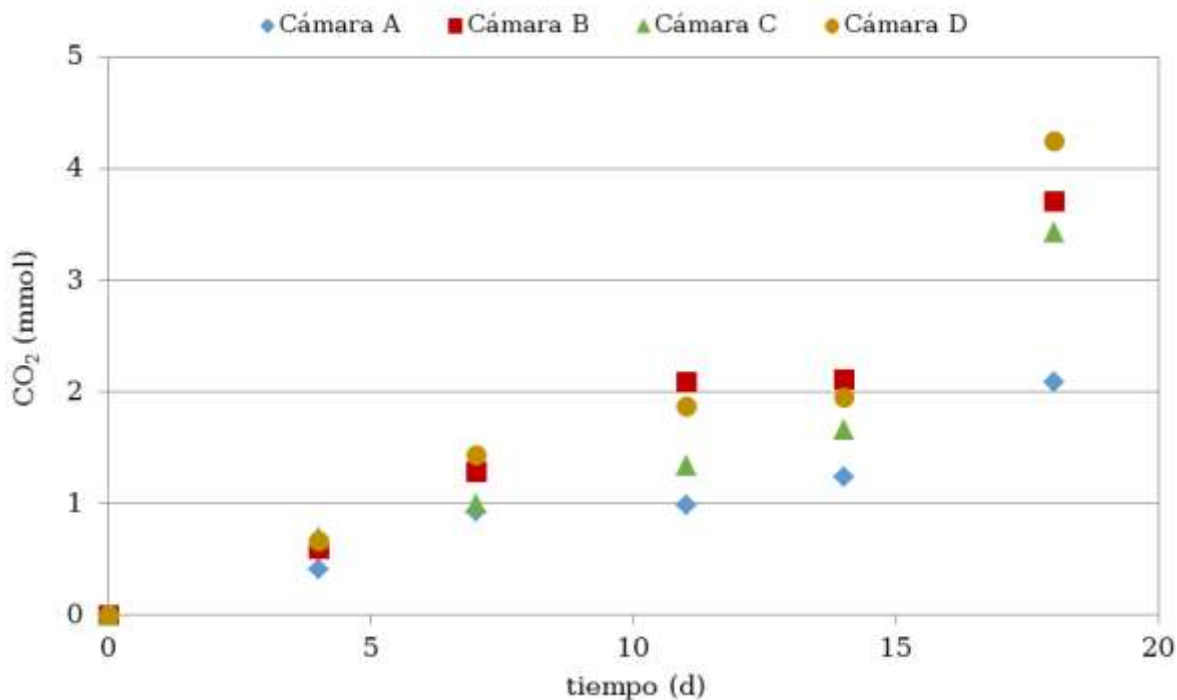


Figura 77 Producción de CO₂ por sedimento bajo condiciones aerobias.

Se promedió la producción de CO₂ del sedimento, registrada en las cuatro cámaras para cada condición y se ponderó con la cantidad de sedimento analizada, encontrando una producción de 3.4 mmol/L_{sed} para condiciones aerobias y 1.1 mmol/L_{sed} para condiciones anaerobias. Estos valores se utilizan para extrapolar la producción a la presa Valle de Bravo, multiplicando por el volumen de sedimento que interacciona con el agua en la presa, 27 x 10⁶ L (Conagua-IMTA 2015).

Asimismo, se ponderó la producción por el tiempo y se extrapoló a un año, obteniendo que se producen 73 tCO₂/año en condiciones aerobias y 24.5 tCO₂/año en condiciones anaerobias.

Si consideramos que en el sedimento de la presa Valle de Bravo existen condiciones aerobias la mitad del año y condiciones anaerobias la otra mitad, concluimos que existe una producción de CO₂ por el sedimento de la presa Valle de Bravo de 49 tCO₂/año.

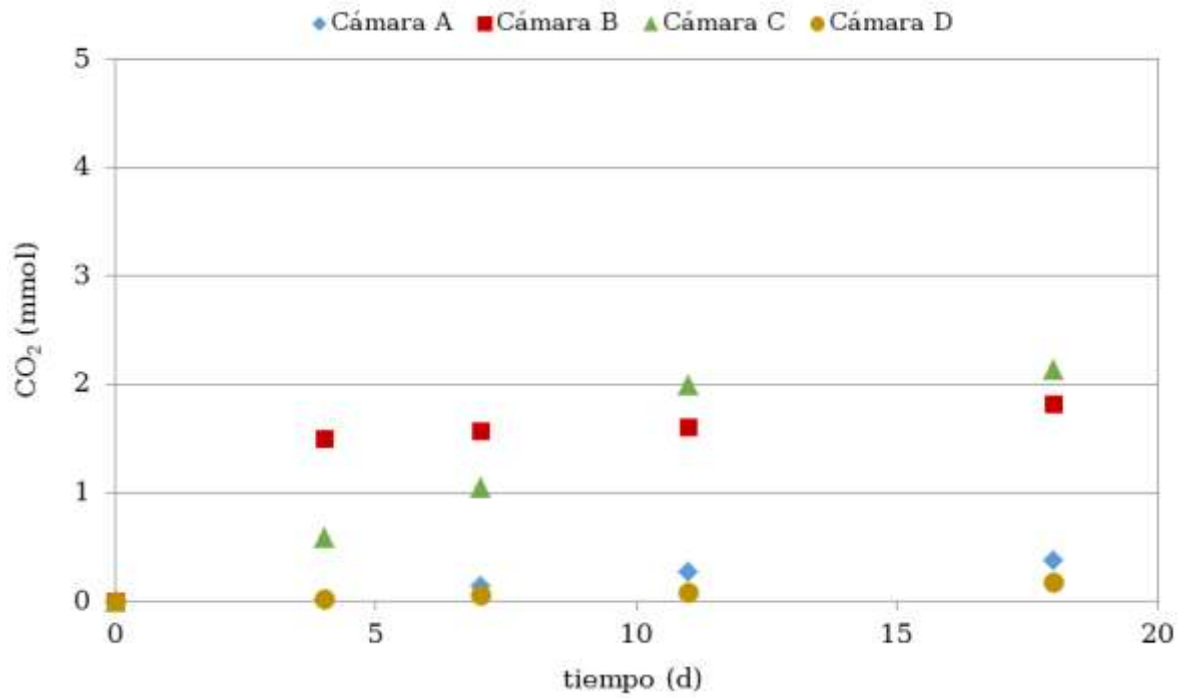


Figura 78 Producción de CO₂ por sedimento bajo condiciones anaerobias.

5.7.2 Balance de masas de carbono en la presa Valle de Bravo

Para determinar la producción de CO₂ en la presa Valle de Bravo, Estado de México, se realizó una modificación del modelo conceptual desarrollado por Conagua-IMTA (2015). Este modelo considera todas las entradas y salidas de cargas de compuestos que demandan oxígeno para conocer la demanda de oxígeno de un cuerpo de agua. En este caso, la modificación consistió en considerar cargas de carbono en el embalse para obtener la producción de carbono e indirectamente de CO₂ en un año.

La Ec.1 representa el modelo conceptual de cargas de carbono en el embalse, donde:

C_{fin} Carga de carbono del agua al final del periodo que se evalúa.

C_{agua} Carga de carbono del agua al inicio del periodo.

C_{extr} Carga de carbono extraída del embalse en el periodo.

C_{sed} Carga de carbono del sedimento en el periodo.

C_{CE} Carga externa de carbono en el periodo.

C_{nat} Carga de carbono aportado por fuentes externas, fotosíntesis e interacción con la atmósfera.

$$C_{fin} = C_{agua} - C_{extr} + C_{sed} + C_{CE} - C_{nat} \quad \text{Ec.1}$$

La carga de carbono aportada por el sedimento en el periodo de evaluación es la obtenida y presentada en la sección anterior de este informe, que corresponde a 49 tCO₂/año, que equivale a 18 tc/año. Para las otras cargas se utilizaron los valores reportados en Conagua-IMTA (2015) para demanda de oxígeno, convertidos a carga de carbono y que se presentan a continuación.

C_{agua} 563 tc/año.

C_{extr} 710 tc/año.

C_{CE} 1,200 tc/año.

C_{nat} 509 tc/año.

Los resultados de la modelación indican que las cargas de carbono de agua inicial y final se mantienen constantes y son iguales, es decir $C_{\text{agua}} = C_{\text{fin}}$. Por lo que, existe captura de CO_2 del agua de la presa desde la atmósfera de 563 t/año, que equivale a 2,064 $\text{tCO}_2/\text{año}$ (Tabla 20).

Adicionalmente, se planteó un escenario para modelación considerando que se instalarán uno, dos o tres equipos de oxigenación hipolimnética en la presa Valle de Bravo para revertir los problemas de eutroficación que se tienen actualmente en la presa. La modelación considerando la instalación de un sistema de oxigenación hipolimnética (Tabla 21) muestra, que desde el primer año de operación del sistema encontraríamos una emisión de carbono desde el agua hacia la atmósfera de 259 t/año. Posteriormente, la emisión cambiaría hasta estabilizarse, después del quinto año en una emisión de 89 t/año, lo que representa 326 $\text{tCO}_2/\text{año}$. Cuando se consideró la instalación de dos sistemas de oxigenación hipolimnética, se encontró un comportamiento similar al antes descrito, encontrando una emisión de 1,080 t/año, valor que varía hasta el quinto año en que se estabiliza en una emisión de 740 t/año, equivalentes a 2,713 $\text{tCO}_2/\text{año}$ (Tabla 22).

Tabla 20 Modelación de cargas de carbono en la presa Valle de Bravo.

Tiempo (año)	C_{agua} (t/año)	C_{ext} (t/año)	C_{fin} (t/año)	C_{nat} (t/año)	C_{CE} (t/año)	C_{sed} (t/año)
1	563	710	563	509	1200	18
2	563	710	563	509	1200	18
3	563	710	563	509	1200	18
4	563	710	563	509	1200	18
5	563	710	563	509	1200	18
6	563	710	563	509	1200	18
7	563	710	563	509	1200	18
8	563	710	563	509	1200	18
9	563	710	563	509	1200	18
10	563	710	563	509	1200	18

Tabla 21 Modelación de cargas de carbono considerando un sistema de oxigenación.

Tiempo (año)	C_{agua} (t/año)	C_{ext} (t/año)	C_{fin} (t/año)	C_{nat} (t/año)	C_{CE} (t/año)	C_{sed} (t/año)	Oxigenadores #
1	563	710	-259	509	1200	18	1
2	-259	-326	-44	509	1200	18	1
3	-44	-56	-100	509	1200	18	1

4	-100	-126	-86	509	1200	18	1
5	-86	-108	-89	509	1200	18	1
6	-89	-113	-88	509	1200	18	1
7	-88	-111	-89	509	1200	18	1
8	-89	-112	-89	509	1200	18	1
9	-89	-112	-89	509	1200	18	1
10	-89	-112	-89	509	1200	18	1

Por último, si consideramos la instalación de tres sistemas de oxigenación hipolimnética, el comportamiento se sigue manteniendo, registrando una emisión de 1,901 tc/año durante el primer año de operación del sistema de oxigenación, para posteriormente estabilizarse después del quinto año en una emisión de 1,391 tc/año, equivalentes a 5,100 tco₂/año (Tabla 23).

Tabla 22 Modelación de cargas de carbono considerando dos sistemas de oxigenación.

Tiempo (año)	C _{agua} (t/año)	C _{ext} (t/año)	C _{fin} (t/año)	C _{nat} (t/año)	C _{CE} (t/año)	C _{sed} (t/año)	Oxigenadores #
1	563	710	-1080	509	1200	18	2
2	-1080	-1362	-651	509	1200	18	2
3	-651	-821	-763	509	1200	18	2
4	-763	-962	-734	509	1200	18	2
5	-734	-925	-741	509	1200	18	2
6	-741	-935	-739	509	1200	18	2
7	-739	-932	-740	509	1200	18	2
8	-740	-933	-740	509	1200	18	2
9	-740	-933	-740	509	1200	18	2
10	-740	-933	-740	509	1200	18	2

Tabla 23 Modelación de cargas de carbono considerando tres sistemas de oxigenación.

Tiempo (año)	C _{agua} (t/año)	C _{ext} (t/año)	C _{fin} (t/año)	C _{nat} (t/año)	C _{CE} (t/año)	C _{sed} (t/año)	Oxigenadores #
1	563	710	-1901	509	1200	18	3
2	-1901	-2398	-1257	509	1200	18	3
3	-1257	-1586	-1426	509	1200	18	3
4	-1426	-1798	-1382	509	1200	18	3
5	-1382	-1743	-1393	509	1200	18	3
6	-1393	-1757	-1390	509	1200	18	3
7	-1390	-1753	-1391	509	1200	18	3
8	-1391	-1754	-1391	509	1200	18	3
9	-1391	-1754	-1391	509	1200	18	3
10	-1391	-1754	-1391	509	1200	18	3

5.7.3 Conclusiones del estudio experimental

El sedimento de la zona profunda de la presa Valle de Bravo produce y emite hacia la columna de agua 49 tCO₂/año, si consideramos las épocas de estratificación y mezcla durante el año.

Realizando modelación mediante balance de masas de cargas de carbono en la presa Valle de Bravo, encontramos que actualmente el agua de la presa captura 2,064 tCO₂/año, aun cuando existe una emisión de CO₂ desde el sedimento hacia el agua de la presa.

Si consideramos la instalación de sistemas de oxigenación hipolimnética, la modelación arroja que existiría emisión de CO₂ desde el agua hacia la atmosfera equivalente a 326, 2,713 y 5,100 tCO₂/año si se instalaran uno, dos o tres sistemas de oxigenación hipolimnética, respectivamente.

La instalación de sistemas de oxigenación hipolimnética, probablemente rompería el equilibrio existente entre la acumulación y degradación de materia orgánica en el sedimento, acelerando el proceso de degradación y aumentando la emisión de gases de efecto invernadero, lo que se refleja en una mayor producción y emisión de estos gases hacia la atmósfera.

6. CONCLUSIONES

La producción de sedimentos en la cuenca estimada por medio del modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) se encuentra en el orden de 4.06 m³/ha anualmente lo que equivaldría a un volumen aproximado de 250,000 m³ de azolve mismos que si se pusieran en movimiento, estarían depositándose en el embalse.

Lo anterior contrasta con la evaluación realizada mediante el último estudio topobatimétrico realizado en el año 2008 por la CONAGUA, cuyos resultados señalan que el vaso de la presa a ése año había perdido una capacidad anual de almacenamiento de aproximadamente 0.16 Mm³ un 2.37% de la capacidad total. Esto representa un depósito anual de sedimentos de 160,000 m³ cantidad que resulta 44% menor que lo obtenido con el modelo SWAT, concluyendo que dicho modelo estaría sobreestimando la aportación de sedimentos al embalse y con ello mayor aportación de materia orgánica asociada a los mismos.

Los modelos de predicción de gases de efecto invernadero analizados: GRAT, BARROS, LIMA y G-Rees_Tool demandan una base de información relativamente sencilla de obtener y su aplicación no constituye gran complejidad, por lo que se convierten en una herramienta confiable ante las dificultades de realizar mediciones in situ en los cuerpos de agua, merced a las restricciones impuestas por la navegación y en general la dinámica propia de los embalses que interfieren con los tiempos de muestreo los cuales necesitan dejar los aditamentos flotando en los mismos por lo menos un mes que es cuando se tiene la referencia bibliográfica en este tópico.

7. BIBLIOGRAFÍA

REFERENCIAS GENERALES

- Tremblay, A., Therrien, J., Hamlin, B., Wichmann, E. and LeDrew, L. (2005). GHG Emissions from Boreal Reservoirs and Natural Aquatic Ecosystems. In Tremblay, A., L. Varfalvy, C. Roehm and M. Garneau (Eds.). *Greenhouse gas Emissions: Fluxes and Processes, Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments*. Environmental Science Series, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 209-23.
- Abril, G.; Guérin, F.; Richard, S.; Delmas, R.; Galy-Lacaux, C.; Gosse, P.; Tremblay, A.; Varfalvy, L.; Dos Santos, M. A.; y B. Matvienko. 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochem. Cycles*. 19:1-16
- Downing, J. A.; Prairie, Y. T.; Cole, J. J.; Duarte, C. M.; Tranvik, L. J.; Striegl, R. G.; McDowell, W. H.; Kortelainen, P., Caraco, N. F.; Melack, J. M.; y Middelburg, J. J. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* 51:2388 - 2397.
- Guérin, F.; Abril, G. D. Serça.; Delon, C.; Richard, S., R. Delmas; Tremblay, A.; y L. Varfalvy. 2007. Gas transfer velocities of CO₂ and CH₄ in a tropical reservoir and its river downstream. *J. Mar. Syst.* 66:161 - 172.
- Hein, R.; Crutzen, P. J.; y M. Heimann. 1997. An inverse modeling approach to investigate the global atmospheric methane cycle. *Global Biogeochem Cycles* 11:43 - 76
- Lima, I.; Ramos, F.; Bambace, L.; y Rosa, R., 2008. Methane Emissions from Large Dams as Renewable Energy Resources: A Developing Nation Perspective. *Mitigation Adaptation Strategies for Global Change* 13:193 - 206.
- Tremblay, A. y Bastien, J., 2009. Greenhouse gases fluxes from a new reservoir and natural water bodies in Quebec, Canada. En: Jones, J. y Faaborg, J. (eds.). *Proc. International Association of Theoretical and Applied Limnology* 30:6.
- Weiss, R. F., 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Mar. Chemis.* 2:203 – 215.
- Yamamoto, S.; Alcauskas, J. B.; y Crozier, T. E., 1976. Solubility of methane in distilled water and seawater. *J. Chemis. Eng. Data* 21:78 – 80
- Duchemin, E., R. Canuel, P. Ferland y M. Lucotte, (1999). 'Etude sur la production et l'émission de gaz à effet de serre par les réservoirs hydroélectriques de l'entreprise et de lacs naturels (Volet 2). Université du Québec a Montreal, 47 pp.
- Gracia, C., S. Sabaté, J. Vayreda, T. Sebastià, R. Savé, M. Alonso y M. Vidal, (2010). Embornals. En Segon informe sobre el canvi climàtic a Catalunya, J.E. Llebot (Ed.), Generalitat de Catalunya, Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, 135–182.
- Marcé, R., J. Armengol y J. Dolz, (2009). Els efectes als embassaments i la seva rellevància en la quantitat i la qualitat de l'aigua per la garantia del recurs. En *Aigua i Canvi Climàtic*. Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya, 221– 238.
- Margalef, R., (1976). *Biología de los embalses*. *Investigación y Ciencia*, 1, 50–62. Margalef, R., (1992). *Planeta azul, planeta verde*. Biblioteca Científica American, Barcelona, 265 pp. Megonigal, J.P. y A.B. Guenther, (2008). Methane emissions from upland forest soils and vegetation. *Tree Physiology*, 28, 491– 498. Palau, A. y M. Alonso, (2008). Embalses y cambio climático. *onografías e Endesa*, Dirección de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Endesa, Lleida, 47 pp. Palau, A. y C. Prieto, (2009). Hidroelectricidad, embalses y cambio climático. *Ingeniería del Agua*, 16(4), 311–324. Parekh, P., (2004). A Preliminary Review of the Impact of Dam Reservoirs on Carbon Cycling.

International Rivers Network, Massachussets, 8 pp. Rosa, L.P., B.M. Sikar, E.M. Sikar y M.A. Santos, (1997). A model for CH₄ and CO₂ emission mean life in reservoir base don data from Amazonian hydroplan. En Hydropower plants and greenhouse gas emissions, L.P. Rosa y M.A. Santos (Eds.), COPPE. Rosa, L.P., B Matvienko, M.A. Santos y E.M. Sikar, (1999). Relatório Eletrobrás/Fundação Coppetec. Inventário das emissões de gases de efeito estufa derivadas de hidrelétricas, COPPE Report to Eletrobrás. Tremblay, A., L. Varfalvy, C. Roehm y M. Garneau, (2005). Greenhouse gas emissions: Fluxes and processes, hydroelectric reservoirs and natural environments. Environmental Science Series, Springer, New York, 732 pp.

REFERENCIAS ESTUDIO EXPERIMENTAL DE EMISIONES DE GASES GEI

ASTM (American Society for Testing and Materials).1993. D2974-00 Standard Test Methods for Moisture, Ash, and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils.

CONAGUA-IMTA (Comisión Nacional del Agua-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2009. Caracterización de sedimentos en la presa Valle de Bravo, Estado de México, y evaluación de diferentes técnicas de control de nutrientes. Primera etapa. Informe final. Convenio No. OAVM-DT-MEX-09-453-RF-CC.

Conagua-IMTA (Comisión Nacional del Agua-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2010. Caracterización de sedimentos en la presa Valle de Bravo, Estado de México y evaluación de diferentes técnicas de control de nutrientes. 2ª Etapa. Informe final. Convenio No. OAVM-DT-MEX-10-441-RF-CC.

Conagua-IMTA (Comisión Nacional del Agua-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2015. Estudio de ingeniería básica para determinar el método óptimo de oxigenación del agua en la presa Valle de Bravo, Estado de México. Informe final. Convenio No. SGT-OCAVM-MEX-15-571-RF-AD-CC.

Van Afferden M., Hansen A.M. y Kaiser C. (2006), Laboratory test system to measure microbial respiration rate, Int. J. Environment and Pollution, vol. 26, núm. 1/2/3, pp. 220