



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE QUÍMICA

Estudio de las variaciones de elementos  
biolimitantes (nitrógeno y fósforo) en la fuente de  
agua superficial más importante que abastece al  
Valle de México  
(Valle de Bravo, Estado de México).

Tesis

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
QUÍMICO

PRESENTA  
José Gerardo Quintanilla Terminel



MEXICO, D. F. 2012



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**JURADO ASIGNADO:**

**PRESIDENTE:** Profesor: Liliana Virginia Raquel Saldivar y Osorio

**VOCAL:** Profesor: Josefina de Gyves y Marciniak

**SECRETARIO:** Profesor: Martín Merino Ibarra

**1er. SUPLENTE:** Profesor: Víctor Manuel Ugalde Saldívar

**2° SUPLENTE:** Profesor: Ana María Martínez Vázquez

**SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:**

**LABORATORIO DE BIOGEOQUÍMICA ACUÁTICA,  
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA,  
CIUDAD UNIVERSITARIA.**

**ASESOR DEL TEMA:**

**DR. MARTIN MERINO IBARRA**

**SUSTENTANTE:**

**JOSÉ GERARDO QUINTANILLA TERMINEL**

# Agradecimientos

A mis padres por todo lo que me han dado. A mi hermana por sus siempre sabios consejos. A mi hermano por todas las retas de nintendo que me dejaste ganar. Los quiero mucho.

A la Ciudad Universitaria por todas la experiencias maravillosas que ahí viví. A la Facultad de Química por darme el apoyo y la confianza para formarme como químico.

A Martín por todas sus enseñanzas y consejos, por toda la confianza y apoyo que me dio para ser parte de este gran proyecto.

A Sergio por su amistad, y por la paciencia de explicarme todo lo que no comprendía.

A Vlad, a Robert, a Luz y de nuevo a Sergio por las enseñanzas que me compartieron en esos viajes a Valle de Bravo .

A Vilma y a Jorge por toda la ayuda que me dieron para que pudiera realizar esta tesis.

A lupita y a Mauricio por siempre ayudarme a resolver mis dudas en el laboratorio.

A la Dra. Liliana Saldivar, la Dra. Josefina de Gyves y al Dr. Victor Ugalde por revisar este trabajo y ayudarme a mejorarlo.

A la banda Liceo por todos los buenos ratos que he pasado con ustedes desde la primaria.

A la banda 15 y todos los colados por todas las risas, los buenos momentos que hemos compartido desde aquel lejano primer semestre.

# Contenido

<b>Resumen.....</b>	<b>8</b>
<b>1. Introducción.....</b>	<b>9</b>
<b>1.1 Producción primaria.....</b>	<b>9</b>
<b>1.2 Eutrofización.....</b>	<b>11</b>
<b>1.3 Ciclos Biogeoquímicos.....</b>	<b>13</b>
1.3.1 Ciclo del nitrógeno.....	13
1.3.2 Ciclo del fósforo.....	15
<b>1.4 Parámetros hidrológicos.....</b>	<b>16</b>
1.4.1 Radiación solar.....	17
1.4.2 Temperatura y densidad.....	17
1.4.3 Oxígeno disuelto.....	18
1.4.4 CO <sub>2</sub> y pH.....	19
1.4.5 Potencial oxido reducción (Eh).....	20
<b>1.5 Biomasa fitoplanctónica.....</b>	<b>21</b>
1.5.1 Clorofila a.....	21
1.5.2 Florecimientos.....	21
<b>2. Área de estudio.....</b>	<b>23</b>
<b>2.1 Sistema Cutzamala.....</b>	<b>23</b>
<b>2.2 Presa de Valle de Bravo.....</b>	<b>24</b>
<b>2.3 Principales afluentes.....</b>	<b>25</b>
<b>2.4 Manejo de la presa.....</b>	<b>25</b>
<b>2.5 Estudios anteriores.....</b>	<b>26</b>
<b>3. Objetivos.....</b>	<b>28</b>
<b>4. Metodología.....</b>	<b>29</b>
<b>4.1 Muestreos.....</b>	<b>29</b>
<b>4.2 Determinaciones analíticas.....</b>	<b>30</b>
4.2.1 Nutrientes.....	30
4.2.2 Clorofila a.....	36
<b>4.3 Cálculos.....</b>	<b>37</b>
<b>4.4 Procesamiento de datos.....</b>	<b>39</b>

<b>5.</b>	<b>Resultados y discusión .....</b>	<b>40</b>
5.1	Balance de agua.....	40
5.1.1	Almacenamiento.....	40
5.1.2	Lluvia y evaporación.....	41
5.1.3	Extracción e inyección .....	42
5.1.4	Afluentes.....	44
5.1.5	Balance.....	46
5.2	Hidrología básica del sistema.....	47
5.2.1	Perfiles.....	47
5.2.2	Temperatura.....	47
5.2.3	Radiación solar.....	50
5.2.4	Oxígeno disuelto.....	51
5.2.5	pH.....	53
5.2.6	Eh.....	54
5.3	Entradas de P y de N al embalse.....	55
5.3.1	Concentración total y especiación de P en los afluentes y drenajes.....	57
5.3.2	Concentración total y especiación de N en los afluentes y drenajes.....	60
5.4	Variaciones de P y de N en el embalse.....	63
5.4.1	Variaciones anuales.....	63
5.4.2	Variaciones temporales y espaciales de P...	65
5.4.3	Variaciones temporales y espaciales de N...	67
5.4.4	Proporción de N:P.....	70
5.5	Clorofila a.....	71
5.6	Balance de P y N.....	72
<b>6.</b>	<b>Conclusiones.....</b>	<b>76</b>
<b>7.</b>	<b>Referencias.....</b>	<b>78</b>
<b>Anexo:</b>	<b>Ejemplo de curvas de calibración y de tabla de concentraciones medidas .....</b>	<b>82</b>

# Índice de figuras

<b>Figura 1:</b> Componentes del Sistema Cutzamala.....	<b>23</b>
<b>Figura 2:</b> Mapa del embalse de Valle de Bravo y sus afluentes.....	<b>24</b>
<b>Perfil 1:</b> Distribución vertical de la temperatura.....	<b>48</b>
<b>Perfil 2:</b> Distribución vertical del oxígeno disuelto.....	<b>51</b>
<b>Perfil 3:</b> Distribución vertical del pH.....	<b>53</b>
<b>Perfil 4:</b> Distribución vertical del Eh.....	<b>54</b>
<b>Tabla 1:</b> Variables del balance de agua en la presa de Valle de Bravo .....	<b>46</b>
<b>Tabla 2:</b> Variables del balance de P y N en la presa de Valle de Bravo de enero de 2005 a diciembre de 2007.....	<b>75</b>
<b>Gráfica 1:</b> Porcentaje de almacenamiento en la presa de VB .....	<b>40</b>
<b>Gráfica 2:</b> Porcentaje de almacenamiento promedio en la presa de VB .....	<b>41</b>
<b>Gráfica 3:</b> Precipitación y evaporación anual.....	<b>41</b>
<b>Gráfica 4:</b> Gasto de extracción neto.....	<b>42</b>
<b>Gráfica 5:</b> Extracción e inyección anual.....	<b>43</b>
<b>Gráfica 6:</b> Flujo total de afluentes y drenajes .....	<b>44</b>
<b>Gráfica 7:</b> Flujos individuales de los afluentes.....	<b>45</b>
<b>Gráfica 8:</b> Temperatura del embalse en cada metro de profundidad	<b>49</b>
<b>Gráfica 9:</b> Profundidad de Secchi.....	<b>50</b>
<b>Gráfica 10:</b> Entradas de agua, de P y de N al embalse .....	<b>55</b>
<b>Gráfica 11:</b> Comparación de entradas de P total y de N total entre los periodos 2002-2005 y 2005-2007.....	<b>56</b>
<b>Gráfica 12:</b> Concentraciones mensuales de PRD y P orgánico en los afluentes y en los drenajes.....	<b>58</b>
<b>Gráfica 13:</b> Entrada anual de las especies de P (t) al embalse por los afluentes y drenajes.....	<b>59</b>
<b>Gráfica 14:</b> Concentraciones mensuales de la distintas especies de NID en los afluentes y en los drenajes.....	<b>60</b>

<b>Gráfica 15:</b> Concentraciones mensuales de NID y de N orgánico en los afluentes y en los drenajes.....	<b>61</b>
<b>Gráfica 16:</b> Entrada anual de las especies de N (t) al embalse por los afluentes y drenajes.....	<b>63</b>
<b>Gráfica 17:</b> Promedio anual de P, N y NID en el embalse.....	<b>64</b>
<b>Gráfica 18:</b> Concentración media de P orgánico y PRD.....	<b>65</b>
<b>Gráfica 19:</b> Cantidad promedio de PRD y de P orgánico por estratos .....	<b>67</b>
<b>Gráfica 20:</b> Concentración media de $\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_2^-$ , y $\text{NO}_3^-$ .....	<b>68</b>
<b>Gráfica 21:</b> Concentración media de NID y de N orgánico.....	<b>69</b>
<b>Gráfica 22:</b> Cantidad promedio de $\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_3^-$ y N orgánico.....	<b>70</b>
<b>Gráfica 23:</b> Proporción N total: P total y NID:PRD.....	<b>71</b>
<b>Gráfica 24:</b> Variaciones de clorofila a.....	<b>71</b>
<b>Gráfica 25:</b> Procesos internos netos de P .....	<b>72</b>
<b>Gráfica 26:</b> Procesos internos netos de N .....	<b>73</b>
<b>Gráfica 27:</b> Balances de P y de N.....	<b>75</b>



# Resumen

El embalse de Valle de Bravo (VB) provee más del 30 % del suministro de agua del Sistema Cutzamala a la Ciudad de México. Es un embalse templado ( $19^{\circ} 21' 30''$  N;  $100^{\circ} 11' 00''$  W), situado a una altitud considerable (1830m s.n.m.), que recibe los escurrimientos de una cuenca de  $546.9\text{km}^2$  a través de los ríos Amanalco, Molino, González y Carrizal, y las descargas del drenaje del pueblo de VB y del drenaje Tizates. La actividad humana alrededor de la cuenca de Valle de Bravo ha aumentado en forma considerable en las últimas décadas generando un importante aporte de nitrógeno (N) y de fósforo (P) al embalse que, consecuentemente, es considerado como eutrófico desde 1992. Con el objetivo de realizar un monitoreo de calidad del agua para establecer el impacto de las variaciones en los aportes de nutrientes, el Laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM realiza muestreos mensuales en VB desde 2001. En el presente estudio se analizan los efectos que produjeron las variaciones de los elementos biolimitantes sobre el ecosistema en el periodo comprendido entre enero de 2005 y diciembre de 2007 (2005-2007).

El embalse se comporta como un cuerpo de agua monomítico cálido, con una estratificación estable de marzo a octubre y mezcla de la columna de agua de noviembre a febrero. A partir del 2005 el nivel del embalse disminuyó considerablemente debido principalmente a una alta extracción de agua durante ese año. Hay evidencia de mayor mezcla durante la estratificación de 2006, cuando el nivel de la presa alcanzó un mínimo.

Durante el periodo 2005-2007 el embalse de VB presentó una concentración promedio de oxígeno disuelto de  $4\text{ g/mL}$  que implica una subsaturación de menos del 60 % en la columna de agua provocada por una alta demanda interna de oxígeno disuelto. El hipolimnion permaneció anóxico de marzo a octubre.

Las concentraciones de P y N en los afluentes, en los drenajes y en el embalse se midieron por espectrofotometría de UV-visible. Durante el periodo 2005-2007 los flujos promedio de P y de N al embalse fueron de  $85.6\text{ t}$  de P al año y de  $511.1\text{ t}$  de N al año con importantes variaciones espaciales y temporales por la falta de control sobre los aportes de origen agrícola. Estos aportes representan una disminución del 30 % para el P y del 38% para el N en comparación con los flujos de entrada reportados de junio 2002 a agosto 2005 (2002-2005). Dicha disminución se dio principalmente por un mayor control en los aportes de los drenajes.

Dentro del embalse la cantidad de P promedio fue en continuo aumento durante los tres años de estudio debido a una disminución en su sedimentación neta. A partir de un balance de masas se estimó que en el periodo 2005-2007 el 70 % del P que ingresó a VB fue incorporado en los sedimentos del embalse en comparación con el 85 % que se sedimentó en el periodo 2002-2005. La fijación neta de  $\text{N}_2$  en el embalse disminuyó en 39 % en comparación con la calculada en el periodo 2002-2005, como consecuencia de una aparente disminución en los florecimientos de cianobacterias.

La principal recomendación para el manejo del embalse de VB es reducir los flujos de nutrientes en el río Amanalco a través del tratamiento de sus aguas y del monitoreo y de la regulación del uso de fertilizantes en su cuenca.

# 1. Introducción

Hoy en día la mayoría de los ecosistemas terrestres presentan un cierto grado de alteración o de degradación atribuible a las actividades humanas (Vitousek et al. 1997). El hombre lleva mucho tiempo explotando y modificando la naturaleza para subsistir y, últimamente, también ha producido una gran cantidad de sustancias que se han difundido por toda la atmósfera, la hidrósfera, los suelos y la biósfera.

Entre los ecosistemas más afectados se encuentran las aguas continentales superficiales, que a pesar de representar una fracción mínima del agua del planeta, constituyen las fuentes de agua más importantes para los seres humanos.

Uno de ellos es el ecosistema conformado por la presa de Valle de Bravo, que es la fuente de agua superficial más importante para el Valle de México y cuyas aguas contaminadas pueden representar un problema para los habitantes que dependen de ellas. Por ello, se requiere urgentemente de un adecuado manejo del embalse para hacer de Valle de Bravo una fuente sustentable de agua.

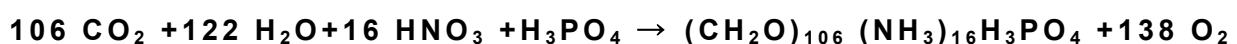
El presente trabajo forma parte de un proyecto más extenso, y fue realizado con el objetivo de obtener información que permita analizar los efectos que produjeron las variaciones de los elementos biolimitantes sobre el ecosistema en el periodo comprendido entre enero de 2005 y diciembre de 2007 (2005-2007), para aportar nueva información, que sumada a la ya anteriormente obtenida, permita una mayor eficiencia en el manejo de la presa.

Debido a que en este trabajo se maneja una cantidad importante de conceptos ecológicos y, más específicamente, limnológicos resulta necesario comenzar con una descripción de dichos conceptos.

## 1.1 Producción primaria

Se define a la producción primaria como la capacidad de los organismos autótrofos para producir biomasa en cierto periodo de tiempo (Westlake, 1963). Dichos organismos utilizan radiación solar como fuente de energía en la fotosíntesis, proceso por el cual la materia inorgánica es transformada en materia orgánica.

La reacción de fotosíntesis puede ser formulada como sigue:



La estequiometría de esta reacción fue propuesta por los científicos

Redfield y Richards (Redfield et al. 1963), quienes a partir de un análisis elemental de plancton observaron que la composición de diferentes especies alrededor del mundo es claramente constante, con una relación molar C:N:P de 106:16:1, equivalente a una relación en peso de 40:7:1 (Redfield, 1958). Esto es conocido como la relación de Redfield Richards. A partir de dicha estequiometría desarrollaron la fórmula empírica  $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} \text{H}_3\text{PO}_4$  para representar la totalidad de biomoléculas que constituyen al plancton promedio.

Como esta reacción indica, además de dióxido de carbono y de agua, el fitoplancton requiere de nitrógeno (N) y de fósforo (P) disueltos para producir biomasa. Dichos elementos se encuentran generalmente en menores concentraciones que el carbono (C), oxígeno e hidrógeno y, por lo tanto, son considerados como los reactivos limitantes durante la reacción de fotosíntesis.

A igual que el N y el P cualquier otro elemento químico que estimule el crecimiento de productores primarios al ser añadido a un ecosistema, es conocido como elemento biolimitante o nutriente. Debido a que el N y el P son requeridos en mucha mayor cantidad que otros nutrientes, como ciertos metales, son considerados como macronutrientes (Libes, 2009). El silicio también es considerado como un macronutriente para ciertas especies, como las diatomeas.

Generalmente se utiliza la relación de Redfield Richards para conocer al nutriente limitante (Healey y Hendzel, 1980). Si la proporción en peso N:P es mayor a 7 se considera al P como limitante, si es menor a 7 el N es el elemento considerado limitante. En la mayoría de los lagos la concentración de carbono inorgánico es mayor por un orden de magnitud a la concentración de N, y mayor por tres órdenes de magnitud a la concentración de P. Por lo tanto, en la mayoría de los sistemas acuáticos el P es el nutriente limitante. Sin embargo, las aguas residuales contienen altas proporciones en peso de P, aproximadamente de 6C a 4N a 1P, lo cual puede provocar que el N se vuelva el nutriente limitante (Wetzel, 1981a).

Para que los nutrientes puedan ser incorporados en los organismos, éstos tienen que ser accesibles. Tan solo las especies disueltas son consideradas como tal, debido a que de esta manera su asimilación representa un menor costo energético para los organismos. El C inorgánico es asimilado como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) o bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), el N puede asimilarse como nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) o amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y el P en forma de fosfato (Libes, 2009).

La respiración puede ser considerada como la reacción inversa a la fotosíntesis, durante la cual el N, P y C presentes en la materia orgánica son retransformados a materia inorgánica;



A la totalidad de mecanismos mediante los cuales se produce materia inorgánica a partir de materia orgánica, ya sea en condiciones aerobias o anaerobias, se les conoce como reacciones de remineralización (Libes, 2009), siendo las bacterias los principales organismos remineralizadores.

## 1.2 Eutrofización

El término eutrofia tiene como origen el adjetivo alemán *eutrophe*, que indica en general una riqueza de nutrientes en un sistema. Siguiendo este concepto se define a la eutrofización como el enriquecimiento de nutrientes en un ecosistema acuático que genera un crecimiento acelerado de productores primarios, alterando el equilibrio del ecosistema y disminuyendo la calidad del agua (OSPAR, 1988). Opuestamente el término oligotrófico indica un bajo contenido de nutrientes.

La eutrofización es un proceso lento y natural en la vida de un lago, a medida que aumentan las concentraciones de nutrientes por los aportes externos y de materia orgánica producida por su propio metabolismo (Lindeman, 1942).

Mee (1987) define a este proceso de la siguiente manera: “La eutrofización crítica ocurre cuando el flujo neto de nutrientes biolimitantes que son incorporados en la biomasa de plantas es tal que la rapidez de producción de materia orgánica nueva excede la rapidez neta de aporte de oxígeno (proveniente del intercambio local aire/agua y de la fotosíntesis) necesario para oxidarla”.

En este sentido se considera a los nutrientes (N y P principalmente) como contaminantes cuando su exceso de origen antropogénico es responsable de la eutrofización de un ecosistema. El exceso en descargas de nutrientes es reconocido globalmente como una de las principales fuentes de contaminación que afecta los ecosistemas acuáticos actualmente (Downing et al. 1999).

En los últimos treinta años se ha hecho evidente el cada vez mayor número de sistemas acuáticos con problemas de eutrofización alrededor del mundo, debido principalmente a una continua descarga de aguas con exceso de nitrógeno y fósforo (Conley et al. 2009). En las cuencas de sistemas acuáticos, la actividad humana se ha acelerado rápidamente, propiciando un aumento de aguas residuales, domésticas e industriales, una mayor descarga de detergentes domésticos con alto contenido de fósforo, así como un mayor arrastre de fertilizantes en los lixiviados de la agricultura (Harper, 1992).

Las principales manifestaciones de la eutrofización son la coloración verde grisácea del agua, la producción de malos olores y la disminución en las concentraciones de oxígeno disuelto. La proliferación de productores primarios implica diversos efectos negativos, tanto ambientales como económicos; se incrementa la materia orgánica en descomposición, aumentando la sedimentación y la turbiedad de las aguas, la disminución del oxígeno disuelto vuelve difícil -y a veces imposible- la vida acuática. Conjuntamente, estos cambios, tienen como consecuencia una pérdida en la calidad del ecosistema para uso recreativo, turístico y doméstico. Además existen riesgos asociados a la proliferación de ciertas especies fitoplanctónicas, como las cianobacterias, las cuales generan toxinas que representan un riesgo directo hacia los mismos organismos que habitan el cuerpo de agua y hacia los seres humanos (Anderson et al. 2002).

Sin embargo, el aumento en el aporte de nutrientes tendrá un efecto diferente en cada ecosistema, debido a la elevada variabilidad de procesos físicos, químicos y biológicos que definen continuamente a cada ambiente acuático. Es decir, que conocer los flujos de nutrientes que ingresan a un sistema no es suficiente para poder comprender los efectos que tendrán sobre un ecosistema. Para poder estudiar los orígenes y la evolución de un sistema eutrofizado resulta necesario realizar un estudio multidisciplinario que involucre a todas las ciencias que intervienen en el entendimiento de los sistemas acuáticos naturales (física, química, geología, ciencias biológicas y matemáticas). Integrando datos y conceptos procedentes de distintas ramas de la ciencia es posible adquirir una comprensión suficiente de los efectos que pueden producir las variaciones de los aportes de nutrientes sobre un ecosistema.

Con esto en mente, los principales procesos que son necesarios conocer para el estudio de la eutrofización de un ecosistema son:

- 1) Las variaciones de los flujos y de las especies de N y P que ingresan al sistema.
- 2) Las variaciones de la masa y de las especies de N y P dentro del sistema.
- 3) Los procesos de mezcla que afectan la distribución espacial de los diferentes componentes del sistema.
- 4) La variabilidad del oxígeno disuelto.
- 5) El acoplamiento de estos procesos con la biomasa fitoplanctónica y la productividad primaria dentro del sistema.

## 1.3 Ciclos Biogeoquímicos

El estudio de las variaciones de las diferentes especies de N y P en el ecosistema permiten describir cualitativa y cuantitativamente el transporte y las transformaciones, tanto bióticas como abióticas, de los principales elementos biolimitantes. Para realizar dicho estudio es necesario comprender las transformaciones mencionadas, conocidas como ciclos biogeoquímicos.

### 1.3.1 Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno es un elemento fundamental para la vida al ser una parte esencial de las biomoléculas de los organismos, junto con el fósforo, el carbono y el hidrógeno.

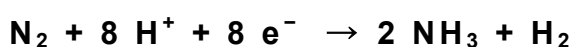
En los ecosistemas acuáticos el N se presenta en diversas especies, principalmente:  $N_2$  disuelto, compuestos orgánicos como aminoácidos, aminas y proteínas y compuestos inorgánicos como amonio ( $NH_4^+$ ), amoniaco ( $NH_3$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ) y nitrato ( $NO_3^-$ ) denominados nitrógeno inorgánico disuelto (NID). A la totalidad de especies de N se les conoce como nitrógeno total (N total).

El ciclo biogeoquímico del N ha sido extensamente estudiado en diferentes ecosistemas. Se caracteriza por un rápido reciclamiento dentro de distintos compartimientos bióticos y abióticos, donde se llevan a cabo, principalmente, procesos de óxido reducción. Algunos de estos procesos producen energía y otros la consumen.

A continuación se da una descripción de las reacciones principales que conforma al ciclo del nitrógeno (Bashkin, 2003).

#### **-Fijación: conversión de $N_2$ atmosférico a $NH_3$ y N orgánico**

La forma más abundante de N en la biósfera es la de nitrógeno molecular ( $N_2$ ) y, sin embargo, esta forma es la menos accesible para los organismos por el alto costo energético necesario para romper el triple enlace de la molécula. Pero ciertos microorganismos, tales como las cianobacterias, poseen una ventaja biológica gracias a la enzima nitrogenasa que les permite utilizar directamente el  $N_2$  atmosférico y reducirlo a  $NH_3/NH_4^+$  y a compuestos orgánicos. Este proceso es dependiente de la radiación solar, ya que requiere del potencial reductor obtenido durante la fotosíntesis:

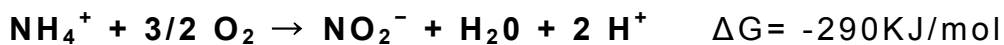


En los ecosistemas acuáticos, la fijación de  $N_2$  adquiere una gran importancia cuando se produce en las aguas superficiales un agotamiento de los compuestos de N inorgánicos y el aporte de P es alto. Bajo estas condiciones, la fijación de  $N_2$  puede representar más

del 80 % del N total que entra a un ecosistema acuático (Howarth et al. 1988).

#### **-Nitrificación: oxidación de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ a $\text{NO}_2^-$ y $\text{NO}_3^-$**

La nitrificación puede definirse como la oxidación biológica de los compuestos nitrogenados como fuente de energía (electrones) para los organismos. Consiste de dos etapas, la primera es llevada a cabo por bacterias nitrificantes, principalmente del género *Nitrosomas*, capaces de oxidar el  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  :



Posteriormente las bacterias *Nitrobacter* oxidan el  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$  :



La primera reacción se ve inhibida a pH menores a 6.45 y mayores a 8.95 (Ruiz et al. 2003), además requieren un medio aerobio, por lo que en las zonas con concentraciones de oxígeno bajas o nulas (menores de 0.3 mg/L) la nitrificación no puede llevarse a cabo (Chen et al. 1972).

#### **-Asimilación: conversión de N inorgánico a N orgánico**

La asimilación es el proceso mediante el cual los organismos que no tienen la capacidad de fijar  $\text{N}_2$  directamente utilizan especies inorgánicas de N disueltas para transformarlo a materia orgánica e incorporarlo a su biomasa. Como hemos visto anteriormente este proceso se lleva a cabo durante la fotosíntesis y tiene dos variantes, dependiendo de la especie de N que pueda asimilar el organismo.

La asimilación de amonio es el proceso mediante el cual el nitrógeno presente en el  $\text{NH}_4^+$  disuelto es consumido por los organismos para ser transformado a especies orgánicas. No todos los organismos tienen la capacidad para usar directamente el nitrógeno presente en el amonio, pero para los que sí pueden hacerlo representa un ahorro de energía importante.

La reducción asimiladora de nitrato es, simultáneamente, reducción de  $\text{NO}_2^-$  o  $\text{NO}_3^-$  y asimilación de N a la biomasa del organismo. El  $\text{NO}_3^-$  es la especie dominante de N inorgánico en los cuerpos de agua por lo que se considera este proceso como el mecanismo principal de obtención de N, aun cuando, como se mencionó anteriormente, existe un costo energético extra implicado en la reducción del N oxidado.

Estos procesos requieren oxígeno y radiación solar para llevarse a cabo, por lo que estas tres especies de NID presentan un mínimo de concentración en la zona de máxima fotosíntesis y suelen acumularse en el fondo de los cuerpos de agua.

**-Amonificación: liberación de  $\text{NH}_4^+$  a partir de compuestos orgánicos**

Es la segunda mayor fuente de N reducido en los ecosistemas acuáticos. Este proceso es llevado a cabo por bacterias heterotróficas quienes consumen biomasa orgánica como fuente de carbono y liberan  $\text{NH}_4^+$  al descomponer la materia orgánica con contenidos de N. La mayor parte del N reducido liberado es reutilizado dentro del ciclo biológico, pero una pequeña parte se escapa del ecosistema en forma gaseosa.

**-Desnitrificación: Reducción de  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$  bajo condiciones anaerobias**

Ciertos microorganismos usan el  $\text{NO}_3^-$  como aceptor de electrones (oxidante) en condiciones de anoxia en lugar del oxígeno. Durante el proceso se oxidan compuestos orgánicos y el  $\text{NO}_3^-$  se reduce hasta  $\text{N}_2$ . Debido a que el  $\text{N}_2$  se encuentra generalmente en concentraciones de saturación, el N producido de esta manera no se disuelve y es generalmente liberado a la atmósfera, por lo que la desnitrificación es considerada como el mayor proceso de remoción de nitrógeno del ecosistema. Los sedimentos son sitios ideales para que se lleve a cabo la desnitrificación debido a que ahí generalmente se acumula N y suelen presentarse condiciones de anoxia.

**-Sedimentación**

Es el proceso en el cual restos de nitrógeno orgánico (N orgánico) no reciclado, principalmente biomasa fitoplanctónica, se depositan y eventualmente se entierran en el fondo del ecosistema acuático. Es otro mecanismo de remoción de nitrógeno del sistema.

### **1.3.2 Ciclo del fósforo**

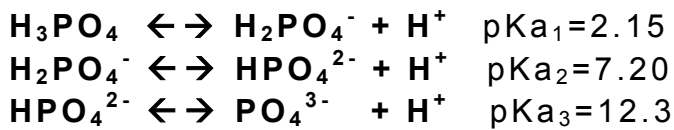
El P es un elemento muy importante para la vida debido a su rol vital en la síntesis de proteínas y como parte integral de las biomoléculas energéticas básicas del metabolismo celular.

El ciclo biogeoquímico del fósforo difiere al del nitrógeno debido a que la mayor parte de éste no está relacionado a procesos biológicos, sino que es influenciado por equilibrios de disolución y precipitación en minerales. Dichos equilibrios son dependientes del pH y el potencial oxido reducción (Eh), ya que estos parámetros controlan la solubilidad de las especies de P.

En contraste con el N, en ecosistemas acuáticos la única especie inorgánica disuelta de P son los ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Las diferentes



especies de ortofosfatos son controladas por equilibrios ácido base y se les conoce como fósforo reactivo disuelto (PRD):



El pH típico de los cuerpos de agua se encuentra entre 6 y 8, haciendo al  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  la especie de PRD dominante. El PRD es fácilmente asimilable por los organismos autótrofos que lo integran a su biomasa durante la fotosíntesis como fósforo orgánico (P orgánico).

El P orgánico proveniente tanto de los desechos de organismos (fecal pellets), como de organismos muertos se hunde eventualmente.

Ciertas bacterias consumen la materia orgánica producida, remineralizando una parte del P orgánico de vuelta a PRD. Sin embargo, cuando la velocidad de producción de P orgánico y su hundimiento es mayor que su velocidad de consumo el P se acumula gradualmente en el fondo del sistema donde queda sepultado por más materia que se hunde (Levine et al. 1986).

Los procesos de mezcla permiten que una porción del PRD remineralizado regrese a las aguas menos profundas, sin embargo, la mayor parte del PRD producido es removido del sistema por adsorción en los sedimentos (Larsen y Mercier, 1976). La proporción de adsorción desorción desde los sedimentos depende de la composición de éstos y también está asociada con el estado de oxidación de los metales con capacidad para formar complejos (Lampert y Sommer, 2007a).

En general, se acepta que los sedimentos óxicos de un lago retienen fósforo más eficientemente que los anóxicos (con bajo Eh), es decir, que los sedimentos liberan gran cantidad de fósforo cuando se tornan anóxicos (Nürnberg, 1984).

## 1.4 Parámetros hidrológicos

Como se mencionó anteriormente, los efectos que puedan tener las variaciones de los elementos biolimitantes sobre los ecosistemas acuáticos están siempre relacionados con una serie de parámetros hidrológicos que definen a dicho sistema. Por consiguiente, resulta fundamental conocer estos parámetros detalladamente.

### **1.4.1 Radiación solar**

Cuando la luz solar llega a la superficie de un lago, una parte de ésta es reflejada de inmediato y la otra parte penetra en el cuerpo de agua. Un porcentaje de esta radiación es refractada, otro porcentaje es absorbido como calor, y/o transformado en otras fuentes de energía, en procesos como la fotosíntesis. De esta manera la intensidad de la radiación solar disminuye exponencialmente a medida que aumenta la profundidad, generando un gradiente vertical que tiene una alta influencia sobre la cadena trófica en los lagos.

Por lo general, se utiliza la profundidad donde tan solo llega el 1 % de la radiación para marcar el límite de la zona donde puede llevarse a cabo la fotosíntesis, conocida como zona fótica. Esta profundidad cambia a lo largo del año, de acuerdo al ángulo de incidencia de luz sobre el lago y al grado de turbidez, producto de la cantidad de materia que pueda interferir con la radiación (Lampert y Sommer, 2007b).

Como método para medir la penetración de la luz en un lago se sumerge un disco, conocido como disco de Secchi, hasta la profundidad donde ya no sea posible distinguirlo a simple vista. Dicha profundidad tiene una relación directa con la época del año y con la cantidad de biomasa fitoplanctónica concentrada en el cuerpo de agua (Tilzer, 1987).

### **1.4.2 Temperatura y densidad**

La mayor parte del intercambio de calor entre lagos y la atmósfera se lleva a cabo en la superficie. El cuerpo de agua se calienta al absorber radiación solar y se enfría cuando parte de ese calor se transfiere a la atmósfera por convección y por evaporación. El agua que se enfría se vuelve más densa y se hunde, generando capas de diferentes densidades, formándose un gradiente de densidad en la columna de agua (Lampert y Sommer, 2007b).

En zonas templadas como México los cuerpos de agua lo suficientemente profundos suelen presentar dos etapas de circulación a lo largo del año. En invierno, cuando la temperatura superficial desciende hasta aproximarse a la temperatura del fondo, el cuerpo de agua adquiere una temperatura prácticamente homogénea, permitiendo que la fuerza ejercida por el viento sea suficiente para mezclarlo. Finalizando el invierno y avanzando la primavera, el calentamiento de las aguas superficiales supera la distribución de calor por la mezcla. Para evitar la circulación completa es suficiente una diferencia de unos pocos grados en la columna de agua, por lo que cuando las aguas superficiales se calientan, la resistencia a la

mezcla aumenta de forma considerable.

A partir de este momento y hasta mediados de otoño el cuerpo de agua se divide en tres secciones con distintas temperaturas medias, que son extremadamente resistentes a mezclarse entre sí: el epilimnion, un estrato superior de aguas uniformemente cálidas con circulación por acción del viento; el hipolimnion, una región profunda y relativamente fría en comparación con la capa superficial, sin mezcla, y el metalimnion, que se encuentra entre estas dos capas y donde se llevan a cabo los mayores cambios de temperatura por gradiente de profundidad. La termoclina actúa como una barrera que dificulta el transporte de gases, nutrientes y fitoplancton en la columna de agua. Debe observarse que el hipolimnion gana gradualmente pequeñas cantidades de calor durante el periodo de estratificación debido a la conducción de calor por turbulencia en la termoclina (Hutchinson, 1957).

Los sistemas acuáticos que presentan un solo periodo de mezcla y otro de estratificación a lo largo del año se denominan monomícticos.

Los procesos de mezcla controlados por el régimen térmico anual son sumamente importantes en los sistemas acuáticos por sus implicaciones en la distribución de nutrientes y de otros parámetros de alta relevancia en el funcionamiento del ecosistema.

### **1.4.3 Oxígeno disuelto**

La solubilidad del oxígeno en un cuerpo de agua decrece con la temperatura y la altitud a la que se encuentre. La concentración máxima de oxígeno que puede disolverse por equilibrio con el oxígeno atmosférico, conocida como concentración de saturación, depende de los parámetros mencionados. En aguas dulces al nivel del mar y a 25 °C la concentración de saturación de oxígeno disuelto es de 8.38 mg/L. Cuando la concentración es mayor a la de saturación se habla de sobresaturación, y si hay menos oxígeno del que podría disolverse se dice que existen condiciones de subsaturación.

El oxígeno disuelto (OD) en el agua proviene del intercambio con la atmósfera y del proceso de fotosíntesis. El oxígeno atmosférico ingresa tan solo por la superficie y la fotosíntesis está limitada a las superficiales con luz solar, en consecuencia las aguas superficiales siempre tienen una mayor concentración de oxígeno que las aguas profundas. Durante el periodo de mezcla la circulación de agua transporta OD a todo el sistema, homogenizando su concentración en la columna de agua. Sin embargo, durante la estratificación todo el oxígeno nuevo que entra al sistema permanece en el epilimnion, dejando al hipolimnion con tan solo la reserva de oxígeno obtenida durante la mezcla y sin capacidad de renovarse.

El contenido de OD en el hipolimnion de los lagos muy eutróficos se agota al cabo de escasas semanas de comenzar la estratificación como resultado del gasto realizado durante la oxidación de materia orgánica en el agua, sobre todo en la interface agua- sedimentos en la cual existe mayor acumulación de materia orgánica y la descomposición bacteriana es más intensa (Wetzel, 1987b). Las aguas más profundas pueden permanecer anóxicas hasta el siguiente periodo de mezcla.

El análisis de La variación vertical de OD en un cuerpo de agua proporciona información sobre la capacidad del ecosistema para recibir materia orgánica sin experimentar un desequilibrio, además de que permite inferir en qué clase de procesos pueden estar involucrados el N y el P.

#### 1.4.4 CO<sub>2</sub> y pH

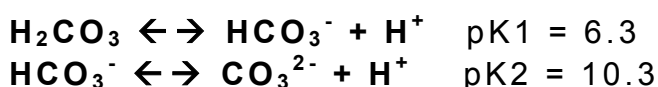
El dióxido de carbono es un gas 200 veces más soluble en el agua que el oxígeno. Las principales fuentes de CO<sub>2</sub> al agua son los intercambios con la atmósfera y la respiración de los organismos acuáticos, además de ciertos procesos de descomposición de materia orgánica que ocurren especialmente en los sedimentos. El principal mecanismo de extracción de CO<sub>2</sub> del sistema es su transformación a carbono orgánico durante la fotosíntesis, constituyendo la fuente principal de carbono inorgánico para los productores primarios.

La distribución de CO<sub>2</sub> suele ser inversa a la del oxígeno. Durante la estratificación el consumo de los organismos autótrofos en el epilimnion provoca una disminución de su concentración, mientras que en el hipolimnion su concentración aumenta. Si la estabilidad de la columna lo permite, se puede llegar a acumular una gran cantidad de dióxido de carbono en el hipolimnion (Wetzel, 1987c).

Cuando el CO<sub>2</sub> se disuelve, una pequeña porción (menor al 1 %) se hidrata para formar ácido carbónico, mediante el siguiente equilibrio químico:

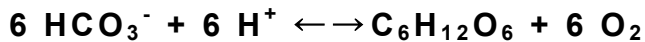


El ácido carbónico es un ácido débil y presenta los equilibrios de disociación dependientes del pH:



A este conjunto de especies en equilibrio se le conoce como sistema de carbonatos. Al disociarse liberan protones disminuyendo el pH (razón por la cual el agua de lluvia no contaminada tiene un pH ligeramente ácido).

Dentro de los ecosistemas acuáticos el sistema de carbonatos actúa como agente amortiguador al reaccionar con los ácidos y bases e impidiendo cambios drásticos en los valores de pH (Lampert y Sommer , 2007b). Como lo indican las constantes de disociación, en aguas con pH neutro el bicarbonato es la segunda especie dominante de carbono inorgánico, después del CO<sub>2</sub>. Muchos organismos asimilan directamente esta especie, momento en el cual el equilibrio simplificado entre fotosíntesis y respiración puede describirse como sigue:



Esta reacción indica que durante la fotosíntesis se consumen iones H<sup>+</sup> del medio mientras que durante la respiración se producen. Como consecuencia, durante el periodo de estratificación, es de esperarse que en el epilimnion, donde se produce O<sub>2</sub>, haya un pH alto. Mientras que en el hipolimnion, donde por falta de luz tan solo se lleva a cabo la respiración, poseerá un pH menor, aunque difícilmente inferior a 7 por el efecto amortiguador de los carbonatos. Durante el periodo de mezcla se espera un pH casi homogéneo en la columna de agua, pero siempre un poco mayor en la zona fótica que en el fondo.

La asimilación de N por los organismos también tiene un efecto sobre el pH, sin embargo, dicho efecto resulta despreciable en comparación con el control ejercido por los procesos de fotosíntesis y de respiración.

Es importante conocer la distribución de pH en los sistemas acuáticos debido al hecho de que este parámetro afecta la especiación de los elementos químicos presentes en los cuerpos de agua y, por lo tanto, los procesos en los que están involucrados.

### **1.4.5 Potencial oxido reducción (Eh)**

El potencial de oxido reducción (Eh) es un valor relativo medido contra el punto 0 del electrodo normal de hidrogeno.

Una gran cantidad de reacciones químicas y bioquímicas en el agua son reacciones de óxido reducción. Entre más negativo sea el potencia de óxido reducción (Eh) menor será la capacidad de oxidar (consumir) materia orgánica del sistema.

Por lo general, en las aguas superficiales, que poseen altas concentraciones de oxígeno, el Eh se encuentra entre 400 y 600mV. Mientras que en el fondo de lagos eutrofizados, las excesivas cantidades de materia orgánica reducida que ahí se acumulan agotan

las reservas de oxígeno, disminuyendo el Eh a veces hasta valores negativos.

El Eh también tiene una alta influencia sobre los ciclos de nutrientes y sobre la solubilidad de elementos esencialmente metálicos (Lampert y Sommer, 2007b).

## **1.5 Biomasa fitoplanctónica**

### **1.5.1 Clorofila a**

El sol es la principal fuente de energía para los productores primarios y, por lo tanto, para los ecosistemas en general. Los organismos autótrofos utilizan pigmentos clorofílicos para absorber la energía luminosa, entre los cuales el más común es la clorofila a. Las longitudes de onda de máxima absorción de la clorofila a son 640 nm y 405 nm (Wetzel, 1981d). Debido a que todos los organismos fotótrofos poseen clorofila a, su concentración proporciona un indicador de la biomasa fitoplanctónica y su distribución en un ecosistema (Cullen, 1982).

La principal debilidad del uso de clorofila a para estimar la biomasa de fitoplancton es la alta variabilidad del contenido de clorofila celular entre diferentes especies, el cual representa desde el 0.1 % hasta el 9.7 % de su peso fresco (Boyer et al. 2009). Sin embargo, medir la concentración de clorofila a resulta mucho más sencillo que medir biomasa directamente, por lo que es un método muy utilizado para estimar la eutrofización de un sistema.

### **1.5.2 Florecimientos**

El término florecimiento se usa para describir periodos en los que el sistema presenta una biomasa fitoplanctónica mayor que la promedio. Los florecimientos se componen regularmente de tan solo una o dos especies dominantes de fitoplancton, cuando se les presentan condiciones favorables para proliferar. La medición de clorofila a proporciona un indicador efectivo de cuando esto sucede.

En los cuerpos acuáticos, la hidrodinámica y los diferentes factores asociados a ella hacen que se produzca una sucesión de especies planctónicas; desde diatomeas a comienzos de primavera cuando la estratificación se estabiliza pasando por algas verdes para culminar en verano con grandes poblaciones de cianobacterias. Los parámetros más importantes que estimulan la progresión de especies planctónicas son los cambios en la estabilidad de estratificación y las variaciones en la relación N:P.

Cuando comienza la estratificación, las especies más pesadas, como las diatomeas, se ven desfavorecidas por su peso y se hunden a las aguas más profundas. Los florecimientos superficiales se deben casi exclusivamente a las cianobacterias, por la presencia de aerotopos (vacuolas), que les permiten una alta flotabilidad. De esta forma, se agrupan en la superficie y forman las "natas" verdosas características en los cuerpos de agua eutrofizados (Reynolds y Walsby, 1975).

Las "natas" de cianobacterias en superficie se forman por la preferencia de estos organismos hacia el  $\text{CO}_2$  sobre el  $\text{HCO}_3^-$  y el  $\text{CO}_3^{2-}$  como fuente de carbono durante la fotosíntesis. En aguas estratificadas las reservas de  $\text{CO}_2$  en la zona fótica se agotan causando un aumento en el pH. En respuesta, las cianobacterias forman "natas" en la superficie que les permiten interceptar el  $\text{CO}_2$  directamente de la interface agua aire. La formación de "natas" también les permite una óptima fijación de  $\text{N}_2$  atmosférico, al tiempo que impiden el paso de luz para evitar el crecimiento de otros organismos competidores (Paerl y Ustach, 1982).

La tendencia del fitoplancton de lagos eutróficos de ser dominado durante considerables lapsos de tiempo por cianobacterias se asume relacionada con sus características únicas como organismo. Su éxito puede depender de varios factores, tales como su pigmentación, que les confiere una alta eficiencia fotosintética, permitiéndoles mantener una alta producción autótrofa aun en condiciones de baja radiación solar; su alta capacidad de flotación en aguas estratificadas; el metabolismo, que les permite tolerar temperaturas y pH críticos para otros organismos; la capacidad de almacenar nutrientes cuando estos se encuentran en exceso, para poder utilizarlos cuando las reservas externas se agotan y, principalmente, su capacidad para fijar  $\text{N}_2$  cuando la proporción N:P es baja, debido a una disminución en las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  y altas reservas de P, lo que les confiere una ventaja biológica sobre otros organismos. (Oliver y Ganf, 2000; Levich, 1996).

El aumento en la frecuencia de florecimientos de cianobacterias alrededor del mundo ha sido una fuente constante de preocupación ambiental en las últimas décadas, dado que además de degradar al ecosistema las cianobacterias producen toxinas que pueden ser tóxicas para los seres humanos (Carmichael, 1992; Ibelings y Chorus, 2007, Chorus y Bartram, 1999).

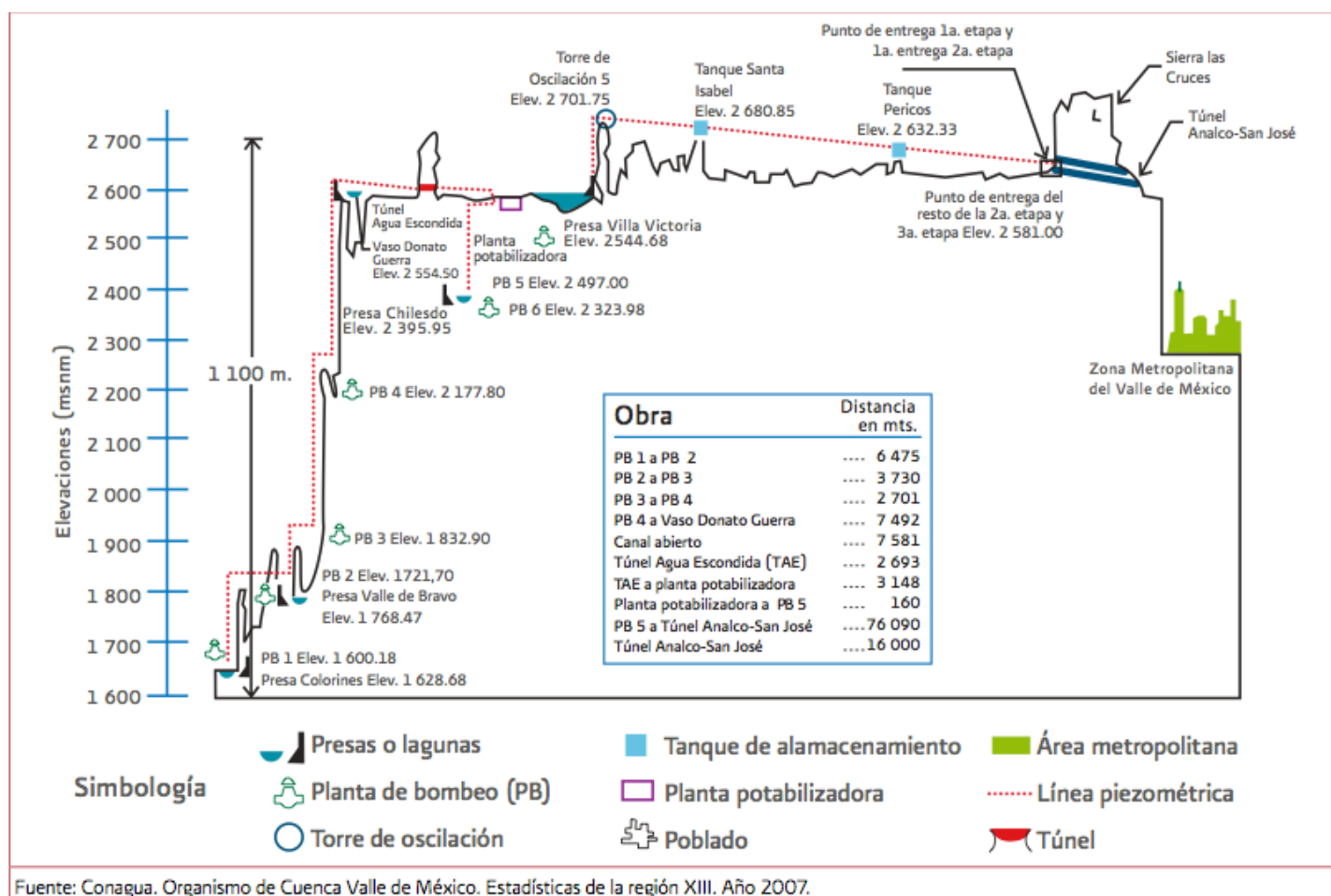
## 2. Área de estudio

### 2.1 Sistema Cutzamala

La Zona Metropolitana del Valle de México, el área metropolitana formada por la Ciudad de México y 78 municipios conurbados, cuenta con poco más de 20 millones de habitantes (INEGI, 2010), siendo la novena área urbana más poblada a nivel global.

Para poder abastecer parte de la gran cantidad de agua que requiere esta población se construyó el Sistema Cutzamala, el cual abastece a 11 delegaciones del Distrito Federal y 11 municipios del Estado de México, aportando aproximadamente 485 millones de metros cúbicos anualmente (CONAGUA, 2011).

Dicho sistema se compone de cinco presas de almacenamiento interconectadas y de seis plantas de bombeo que transportan el agua desde una altitud de 1,100m, a través de una distancia de 127km, hasta la Ciudad de México situada a una altitud de 2,240m. De las cinco presas la más importante es la presa de Valle de Bravo (VB), con una capacidad máxima de 394.390 millones de m<sup>3</sup>, la número cuarenta a nivel nacional y la fuente superficial de agua más importante que provee al Valle de México (CONAGUA, 2011).



Fuente: Conagua. Organismo de Cuenca Valle de México. Estadísticas de la región XIII. Año 2007.

**Figura 1 : Componentes del Sistema Cutzamala**

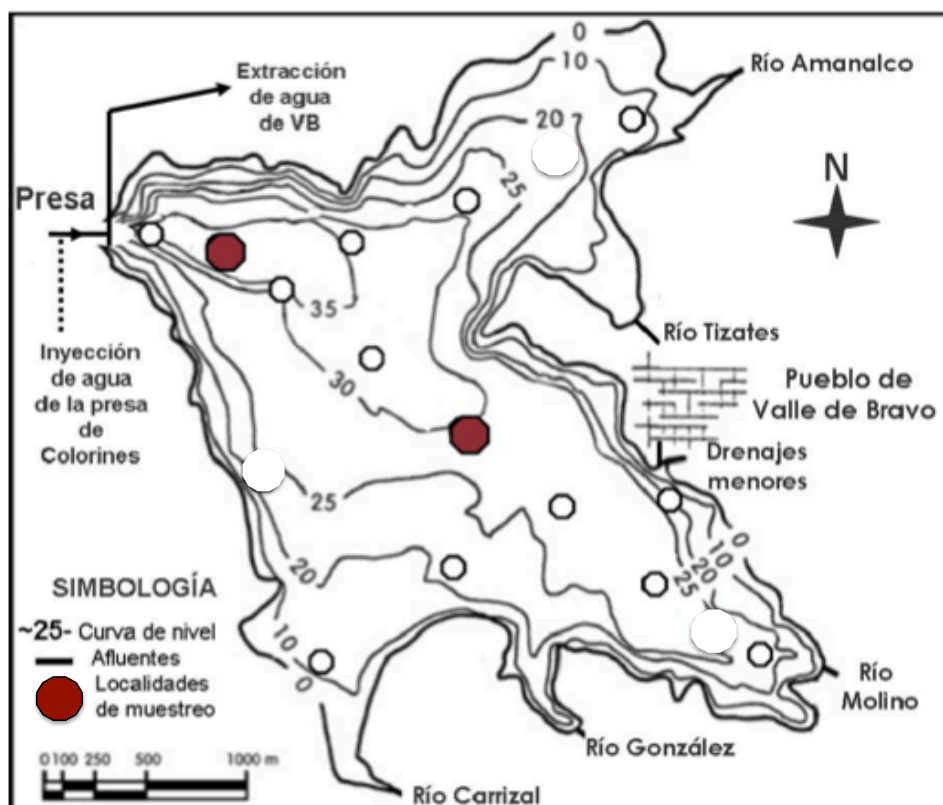


## 2.2 Presa de Valle de Bravo

VB es un embalse templado de coordenadas: 19° 21' 30'' N; 100° 11' 00'' W, con una altitud considerable (1830 m s.n.m.). El área superficial de VB es de 18.55km<sup>2</sup>, con una longitud máxima de 6.9km y una profundidad media de 21.1 m y máxima de 38.6 m.

El clima en VB es templado con temporadas secas de noviembre a mayo y lluvias de junio a octubre, con una precipitación media de 836 mm al año y evaporación media de 1620mm al año (datos proporcionados por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA)).

La presa de Valle de Bravo se forma por la captación del agua de una cuenca de 546.9km<sup>2</sup>, resultado de la suma de las subcuencas de 4 afluentes principales: río Amanalco, río El Molino, río González y río Carrizal. Adicionalmente la presa recibe las descargas del drenaje del pueblo de VB, incluyendo el drenaje Tizates que originalmente era un río.



**Figura 2: Mapa del embalse de Valle de Bravo y sus afluentes**

## **2.3 Principales afluentes**

### **Amanalco**

El río Amanalco aporta la mayor cantidad de agua a la presa Valle de Bravo, pues su cuenca de captación comprende el 37.75 % de la Cuenca de Valle de Bravo. En esta subcuenca se registra la mayor actividad agrícola y una intensa actividad forestal .

### **Molino**

Este afluente se forma por el escurrimiento de la subcuenca Molino-Hoyos, la cual representa el 24.61 % de la Cuenca de Valle de Bravo, la segunda en importancia por la superficie que ocupa. En esta subcuenca, el uso de suelo es principalmente bosque seguido por los pastizales o praderas inducidas y poca actividad agrícola.

### **González**

Este flujo incorpora el escurrimiento de la subcuenca San Diego, la cual conforma el 6.09 % de la superficie total de la Cuenca de Valle de Bravo. En cuanto al uso del suelo es principalmente bosque seguido por agricultura, pastizales y área urbana.

### **Carrizal**

Este flujo se genera por el escurrimiento en la subcuenca El Carrizal, la cual representa al 5.44 de la Cuenca de Valle de Bravo. En esta subcuenca hay poca actividad agrícola, casi toda su superficie es ocupada por bosque y en menor cantidad se pueden encontrar algunos pastizales.

### **Tizates y drenajes**

El río Tizates es una corriente que se origina por los escurrimientos que descienden por la vertiente sur del cerro de San Antonio y, debido a que colecta las aguas negras del pueblo de Valle de Bravo, actualmente es la escorrentía de desechos municipales más importante hacia VB y en este estudio será considerado como un drenaje o desagüe. Aunado a éste, existen dos zonas menores de descarga de aguas municipales en los alrededores del muelle principal.

## **2.4 Manejo de la presa**

La obra de extracción se localiza en la margen derecha de la presa. Fue diseñada para una capacidad de extracción de agua de 30 m<sup>3</sup>/s y consta de una torre de concreto de 45 m de altura, desde la cual opera un sistema de compuertas deslizantes. El agua es extraída de 20 a 28 m de profundidad de donde es conducida para su aprovechamiento a la planta de bombeo No. 2 del Sistema Cutzamala.

A través de esta obra también se lleva a cabo ocasionalmente una inyección de agua desde la presa vecina de Colorines.

La presa de VB presenta variaciones importantes en su nivel debido tanto a las marcadas estaciones de lluvias y de secas, como a la necesidad de extraer agua para satisfacer la demanda del Valle de México.

## **2.5 Estudios anteriores**

En 1980 se consideraba al embalse como oligotrófico, sin embargo, la actividad humana alrededor de la cuenca de Valle de Bravo y Amanalco ha aumentado en forma considerable en las últimas décadas, principalmente en las zonas urbanas de VB y Amanalco generando un incremento en las concentraciones de N, P y materia orgánica transportadas por los afluentes y las aguas residuales (IDECA, 1999). En consecuencia, el embalse pasó a ser considerado como eutrófico en 1992 (Olvera-Viascán et al. 1993).

El continuo incremento de nutrientes concentrados en el embalse ha provocado florecimientos masivos de fitoplancton de forma regular. Dichos florecimientos disminuyen la calidad del agua, produciendo olor y sabor desagradable, además que la gran cantidad de materia orgánica representa un problema para los sistemas de filtración de la presa . (Olvera-Viascán et al. 1998).

Adicionalmente ciertas especies fitoplanctónicas, como las cianobacterias generan toxinas que representan un riesgo directo, no solo para la salud de los usuarios locales del embalse, sino también para los habitantes del Valle de México ya que los actuales sistemas de potabilización de agua del Sistema Cutzamala no son capaces de eliminar de forma efectiva dichas toxinas (Mártinez, 2002).

Debido a la importancia de la presa de VB para el Valle de México, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) elaboró un estudio limnológico del embalse y su cuenca (Olvera-Viascán et al. 1993). En dicho estudio se concluyó que el embalse permanece estratificado durante 9 meses (marzo a noviembre) y que la columna de agua se homogeniza en invierno. Durante la estratificación, el fondo del embalse presenta condiciones de anoxia, situación que no se presentaba en 1987. Asimismo, los autores establecieron que el embalse de Valle de Bravo cumplía con los límites establecidos para fuentes de abastecimiento de agua potable, excepto en el ámbito bacteriológico y se recomendó iniciar un proyecto integral de manejo de subcuencas con el objetivo de estudiar y controlar el transporte de azolves, realizar un monitoreo de calidad del agua para establecer el impacto de la reducción del aporte de nutrientes y efectuar un programa de participación comunitaria con los ejidos de la región.

Como parte del proyecto integral se continuaron realizando estudios del embalse y su cuenca, de los cuales se ha concluido lo siguiente:

Monroy-Ríos et al. (2004) confirmaron que, como otros cuerpos de agua en el altiplano mexicano, el embalse de VB se comporta como un cuerpo de agua monomítico. Sin embargo, Merino-Ibarra et al. (2008) encontraron un incremento progresivo de la temperatura hipolimnética durante la etapa de estratificación, que puede ser atribuida a eventos de mezcla, debido a fuertes brisas (velocidad media 7.4m/s) que soplan diariamente a través de los dos brazos principales del embalse.

El proceso de eutrofización en VB es resultado principalmente de las descargas directas de los drenajes, como de los desechos de la actividad agrícola en la cuenca del Río Amanalco. De 2002 a 2005 Ramírez-Zierold et al. (2010) estimaron un aporte externo total de 120.8 t de P al año y de 591 t de N al año, siendo el río Amanalco el de mayor contribución, con un aporte de más del 55 % para ambos nutrientes. Comparando sus resultados con los obtenidos en 1992-1993 por Olvera-Viascán et al. (1998) se observó un incremento de más del 200 % de aporte de estos nutrientes por los afluentes en una década. Los drenajes del pueblo de VB incrementaron su aporte de P en 250 % desde 1987.

Los datos obtenidos en el estudio realizado por Ramírez-Zierold et al. (2010) resaltaron unas tasas de fijación de  $N_2$  mucho más altas que las registradas para otros lagos eutrofizados, lo cual es un claro indicador de una dominancia importante de cianobacterias en el embalse. Además, a partir de su análisis, se propuso que manteniendo bajo el nivel del embalse durante el periodo de estratificación, principalmente de mayo a septiembre, se favorecerían condiciones para que el régimen diario de viento mezclara toda la columna de agua, introduciendo aire de forma natural y económica, con lo cual se llevaría a cabo un reciclado de los nutrientes acumulados en el embalse más eficiente y al mismo tiempo se disminuirían las condiciones favorables para especies de potencialmente tóxicas de fitoplancton.

Adicionalmente, en un estudio de la productividad primaria del sistema, Valdespino (2008) llegó a la conclusión de que debido a la gran cantidad de N y P acumulados en el embalse, la productividad primaria no se encontraba limitada por estos nutrientes, sino principalmente por la herbivoría.

## **3. Objetivos**

### **Objetivo general**

Evaluar los efectos de las variaciones de nitrógeno y fósforo sobre el ecosistema eutrofizado de Valle de Bravo en el periodo 2005 - 2007.

### **Objetivos específicos**

1. Realizar un balance de agua para asegurar que se conocen todas las entradas y salidas de agua en la presa de Valle de Bravo y para entender las causas particulares de las fluctuaciones en el nivel del embalse.
2. Estudiar la variación de las distribuciones temporales de la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH, el potencial óxido reducción (Eh) y la penetración de la radiación solar, para conocer la hidrología básica del sistema a escala anual e interanual.
3. Medir las variaciones temporales (mensuales) de las concentraciones de nitrógeno y fósforo, orgánicos e inorgánicos, en los principales afluentes.
4. Estimar los flujos de entradas y de salidas al embalse de las principales especies de nitrógeno y fósforo.
5. Medir las distribuciones espaciales y temporales en el interior del embalse de las concentraciones de nitrógeno y fósforo orgánicos e inorgánicos.
6. Estimar las variaciones temporales en las cantidades de las principales especies de nitrógeno y de fósforo presentes en las distintas capas de agua del sistema.
7. Realizar un balance de masa del nitrógeno y del fósforo en el sistema.
8. Determinar la variación espacio temporal de la clorofila en el embalse.
9. Integrar esta información para estimar la magnitud de los principales procesos biogeoquímicos en los que están involucrados el nitrógeno y el fósforo, tanto en el embalse como en sus afluentes.
10. Utilizar la información obtenida para determinar el efecto de la disminución del nivel en el embalse sobre los procesos que ahí se llevan a cabo.
11. Conjuntar los resultados obtenidos con los estudios realizados en años anteriores para generar una base de datos que contenga la mayor cantidad de información del sistema para conocer su evolución en una escala de tiempo importante que permita una mayor eficiencia en el manejo del embalse.

## 4. Metodología

### 4.1 Muestreos

El Laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM realiza muestreos mensuales en VB desde 2001. Dichos muestreos se realizan en el embalse, en la presa de Colorines y en los siete afluentes principales: los cuatro ríos, dos zonas de descarga de aguas municipales y en el desagüe Tizates (figura 2).

Para el estudio realizado de 2002 a 2005 por Ramírez-Zierold et al. (2010) se tomaron muestras de agua en el embalse en 5 estaciones distintas. Debido a la mínima variación de los resultados obtenidos entre diferentes estaciones se concluyó que el embalse puede ser considerado como horizontalmente homogéneo. Consecuentemente a partir del 2006 se tomaron muestras en una sola estación ubicada en el centro del embalse, lo cual permitió ahorrar tiempo y disminuyó la cantidad de muestras que analizar.

#### Muestreos en la presa

Se utilizó el método del disco de Secchi para medir la penetración de la radiación solar en el embalse.

Se realizaron perfiles verticales de: temperatura, oxígeno disuelto, pH y Eh, con una resolución de 1m desde la superficie hasta el fondo, usando una sonda multiparámetros marca Hydrolab.

Con una botella tipo Niskin, marca Uwitec, se tomaron muestras de agua en las siguientes profundidades: superficie, 1, 2, 4, 8, 12, 16, 20 y 24m. El agua muestreada de esta manera se dividió en dos sub muestras:

- Agua sin filtrar para las determinaciones de N y P total.
- Agua filtrada con filtros de nitrocelulosa con tamaño de poro de 0.45 y 0.22  $\mu\text{m}$ , marca Millipore, acoplados en serie para maximizar la eliminación de plancton. Se utilizaron los mismos filtros para las muestras de superficie y 1m, luego se cambiaron por un nuevo par para todas las muestras epilimnéticas (2m, 4m y 8m) y se utilizó un último par para las muestras hipolimnéticas (12m a fondo). A las muestras se les adicionó una gota de cloroformo e inmediatamente fueron refrigeradas en botellas de polietileno de 30 mL, para las determinaciones de NID y PRD.

Se filtró aproximadamente 1L de agua de la superficie y 1L de agua de 1m de profundidad con filtros de 0.45  $\mu\text{m}$  utilizando una bomba de vacío. Los filtros resultantes, junto con los filtros de 45  $\mu\text{m}$  utilizados para filtrar todas las muestras epilimnéticas e hipolimnéticas, se introdujeron cuidadosamente en tubos para centrifugadora, marca

Falcon, completamente cubiertos con papel aluminio para determinar las concentraciones de clorofila a.

Estos procedimientos se llevaron a cabo dos veces durante el mismo día, por la mañana (entre 9 y 12 a.m.) y por la tarde (entre 4 y 7 p.m.), para tener una buena representación de las distribuciones de los parámetros que se analizan.

### **Muestreos en los afluentes**

Se midió el flujo de agua en cada uno de los siete afluentes utilizando un cuerpo de deriva en secciones de dimensiones conocidas.

En cada localidad se tomó una muestra de agua y se siguió el mismo procedimiento que en el embalse para determinar N y P total, NID y PRD.

## **4.2 Determinaciones analíticas**

### **4.2.1 Nutrientes**

#### **Espectrofotometría**

Los análisis de nutrientes se realizaron utilizando un autoanalizador de flujo segmentado SKALAR modelo San Plus System de cinco canales. Este equipo permite determinar simultáneamente ortofosfato, amonio, nitrito, nitrato y silicatos solubles, tanto en aguas de mar como en aguas continentales (Kirkwood, 1994).

La base del método utilizado es hacer reaccionar al nutriente que se desea analizar con una serie de reactivos para obtener una especie colorida con una alta absortividad molar en una región del espectro conveniente. La absorción de luz por el compuesto colorido es fácilmente medible con un espectrofotómetro de UV-visible.

El principio de la espectrofotometría es el siguiente: un haz de luz se hace pasar por un monocromador para producir luz de una longitud de onda específica, conocida como luz monocromática. La luz monocromática, con una intensidad de radiación  $P_0$  (energía del haz de luz por unidad de tiempo y de área), incide en una muestra contenida en una celda de longitud  $b$ . El haz emerge por el lado opuesto de la muestra con una intensidad de radiación  $P$ . Al logaritmo del cociente de las intensidades del haz de luz, antes y después de pasar a través de la muestra, se le conoce como absorbancia  $A$ . De acuerdo con la ley de Lambert Beer la absorbancia es directamente proporcional a la concentración  $c$ , de la especie que absorbe la luz en la muestra:

$$A = \log P_0/P = \epsilon \times b \times c$$

La absorptividad molar  $\epsilon$  indica cuanta luz absorbe un mol/L de una cierta sustancia a una longitud de onda determinada.

Sin embargo, la aplicación de la ley para el análisis de nutrientes presenta varias limitaciones. Las principales son:

Sólo es aplicable a disoluciones diluidas (concentraciones menores a 0.01 M); en disoluciones concentradas la distancia entre partículas absorbentes es tan pequeña que se produce una modificación en la distribución de cargas de las mismas, lo que se traduce en una alteración en la capacidad de absorción a una longitud de onda determinada. Este efecto se puede eliminar mediante dilución.

Dependiendo del método y de la absorptividad molar de la sustancia, existe una concentración mínima detectable por debajo de la cual la medición no es confiable.

Mecanismos que producen alteraciones en la intensidad de la luz, tales como su dispersión o su reflexión debido a una falta de uniformidad de la muestra o a la presencia de impurezas.

Utilización de radiación no monocromática, puesto que la ley está definida para radiaciones con una sola longitud de onda; si la calidad del monocromador no es buena, se obtienen bandas de radiaciones con un estrecho intervalo de longitudes de onda que producen una medición incorrecta de absorbancia.

### **Autoanalizador de flujo segmentado**

Un sistema analizador de flujo segmentado consiste en un automuestreador, una bomba peristáltica, un módulo analítico, un espectrofotómetro y un sistema de manejo de datos.

Un muestreador programado pipetea un volumen de muestra mediante una aguja que se introduce automáticamente en cada tubo de ensayo que contiene la muestra. El volumen pipeteado se divide en 5 canales distintos donde es empujado con unas bombas peristálticas a través de un trayecto de finas tuberías de vidrio. El analizador añade secuencialmente a la muestra los reactivos necesarios para que se forme el producto final de la reacción.

Una vez que todos los reactivos han sido añadidos a la muestra, el flujo de mezcla atraviesa un tramo de espirales suficientemente largo para permitir que la reacción química se complete. Por lo general, los tiempos de reacción en los auto analizadores son menores que los correspondientes en los métodos manuales, debido a que los tubos capilares propician una mezcla más efectiva. Adicionalmente se suelen calentar las espirales para aumentar la velocidad de la reacción. Una vez que el analito ha reaccionado por completo para formar un compuesto colorido, este pasa por el espectrofotómetro. La



fuentes de luz es un diodo emisor de luz (LED por sus siglas en inglés) que emite una luz monocromática de longitud de onda constante que atraviesa el canal de vidrio por donde fluye el compuesto colorido. Esta sección del canal actúa como una celda de 10 cm de largo. Los datos de absorbancia medidos se guardan continuamente en una base de datos.

Las muestras y los reactivos se bombean continuamente a través de los canales y sin medidas adicionales se crearía una zona de mezcla entre dos muestras consecutivas, por retención de una porción de la primera muestra en las paredes del conducto que se mezclaría con la siguiente muestra. Para evitar esto, se segmenta el flujo líquido con burbujas de aire. El aire utilizado es lavado y filtrado a través de ácido sulfúrico diluido para remover partículas y amonio que puedan contaminar las muestras. Los segmentos líquidos entre dos burbujas actúan como contenedores de submuestras que reducen considerablemente la mezcla de muestras y aumentan la precisión del método. Justo antes de que el flujo llegue al espectrofotómetro, las burbujas son desviadas por medio de un mecanismo para evitar que interfieran en la medición de absorbancia.

Las fuentes de error en un sistema automatizado son principalmente una calibración deficiente del método y una mala programación o un mal funcionamiento del muestreador. Para operar estos equipos adecuadamente se requiere personal con experiencia, con habilidad para la reparación de fallas eventuales y procesamiento de datos. En el Laboratorio de Biogeoquímica Acuática, el hidrobiólogo Sergio Castillo, con más de 10 años de experiencia con este equipo, es el encargado de operarlo.

Todos los análisis se realizan con agua desionizada para disminuir interferencias del disolvente.

### **Medición de referencia**

La base de la medición de cualquier método espectrofotométrico es la comparación de la absorción de la muestra con la absorción de una solución estándar de concentración conocida que ha sido tratada de la misma manera que la muestra. La confianza de la calibración disminuye a medida que la diferencia entre la concentración de la muestra y la concentración del estándar aumenta. Por lo que, para asegurar una máxima confianza, es necesario realizar una secuencia de muestras estándar que abarquen un rango de concentraciones dentro del cual se encuentren las concentraciones esperadas de las muestras.

Como estándar de concentración cero, el equipo toma automáticamente entre cada muestra un volumen de agua desionizada

al cual se le agregan los reactivos de la misma manera que a las muestras. Este volumen actúa como solución blanco ya que permite conocer la absorbancia producida tan solo por el disolvente, los reactivos y el canal, que actúa como celda espectrofotométrica por donde circula el flujo. La absorbancia medida de esta manera se fija como el valor de concentración cero de analitos antes de agregar cada nueva muestra.

Para los siguientes estándares de la secuencia, se prepara una muestra estándar que contenga altas concentraciones de fosfatos, nitratos, nitritos y amonio. Para asegurar un error mínimo en las concentraciones del estándar se utilizan reactivos con pureza de grado analítico (superior a 99 %). (Reactivos: nitrito de sodio, nitrato de sodio, marca Merck, cloruro de amonio y fosfato mono potásico, marca Baker). (Curvas de calibración en anexo).

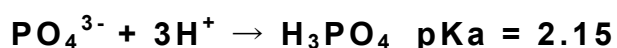
A partir de esta solución se preparan 6 disoluciones con concentraciones crecientes, de manera que las concentraciones en la última disolución sean ligeramente mayores a las concentraciones de nutrientes esperadas en las muestras. La secuencia de estándares se coloca en el automuestreador y se programa al equipo para que realice una curva de calibración que permita corregir las mediciones realizadas. Se hace una curva de calibración cada vez que se preparan nuevos reactivos, lo cual sucede después de 400 muestras aproximadamente, o, si no se usa frecuentemente el equipo, cada semana.

### **Mediciones realizadas**

Todas las mediciones se realizaron siguiendo las técnicas validadas y reportadas por Grasshoff et al. (1999), que se describen a continuación.

### **Fosfatos**

La determinación automatizada de fosfato inorgánico disuelto se basa en la siguiente reacción; la muestra se acidifica con ácido sulfúrico concentrado ( 5 N) para disminuir su pH a 1 de manera que todos los fosfatos presentes formen ácido fosfórico.

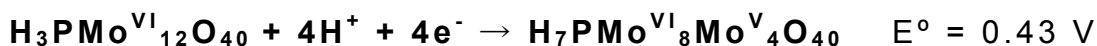
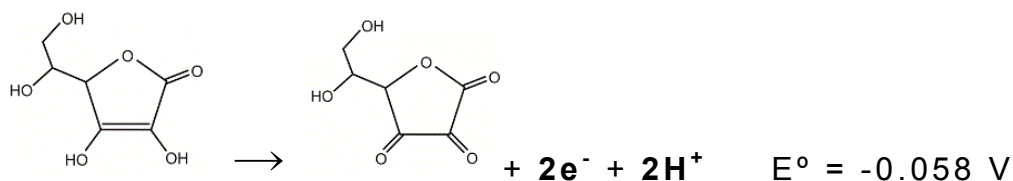


El ácido fosfórico formado se hace reaccionar con molibdato de amonio para formar un complejo ácido de fosfomolibdato. La reacción es catalizada por tartrato de antimonio y potasio.



Después se agrega una solución de ácido ascórbico que reduce rápidamente al fosfomolibdato a un complejo de un azul intenso, conocido como azul de molibdeno, que es estable por varias horas. La

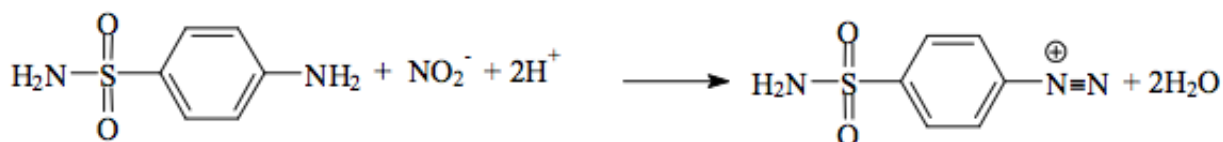
solución de ácido ascórbico también contiene ácido sulfúrico concentrado para mantener el pH por debajo de 1.



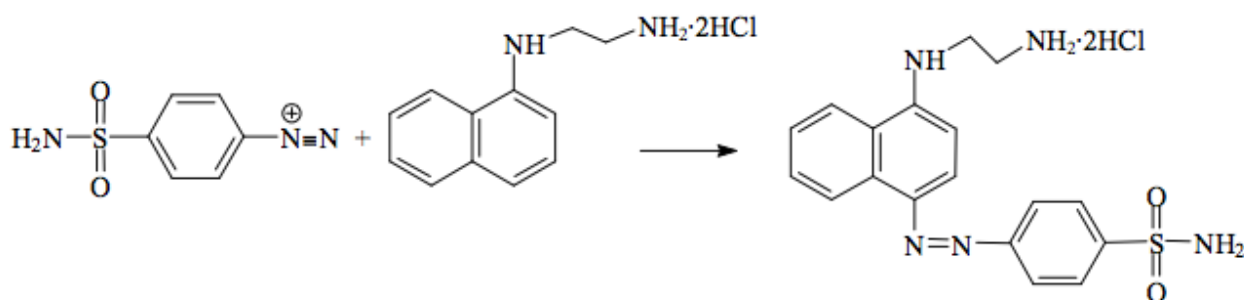
Para disminuir el tiempo de reacción, el flujo de la solución pasa por una serie de espirales calentadas a más de 37 °C con baño María. El complejo azul tiene una absorptividad molar de 22 700 L·mol<sup>-1</sup>·cm<sup>-1</sup> a una longitud de onda de 880 nm. Con el espectrofotómetro del equipo la absorbancia mínima medible con precisión es de 0.002, por lo que la concentración mínima de fosfato medible es 0.1 μM. La precisión relativa de este método es de ± 0.5 μM para las bajas concentraciones medidas en el embalse y de ± 0.05 μM para las concentraciones más altas de fosfato medidas en los afluentes (Koroleff y Palmork, 1977).

### Nitrito

Para la medición de nitrito se agrega a la muestra ácido clorhídrico y sulfanilamida para formar una sal de diazonio.



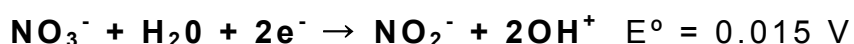
La sal formada se acopla con otra amina aromática (N-(1-Naftil)etilendiamina). El producto es un azoderivado de color púrpura que se utiliza como tinte.



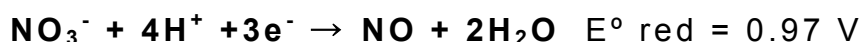
La reacción tarda aproximadamente un minuto en llevarse a cabo por completo en los canales de reacción. La absorptividad molar de este tinte es muy alta, cercana a 46 000 L·mol<sup>-1</sup>·cm<sup>-1</sup> a 540 nm, lo que hace posible medir concentraciones de nitrito muy bajas, con una precisión de ± 0.02 μM.

## Nitrato

La base de esta determinación es reducir el nitrato presente en la muestra a nitrito para después medirlo vía la formación del azoderivado. Se agrega una solución buffer de cloruro de amonio a la muestra para mantenerla en un pH de entre 8.0 y 8.3. La disolución se hace pasar a través de una columna que contiene partículas finas de cadmio para reducir el nitrato presente a nitrito.



Que tanto se reduce el nitrato depende del metal utilizado como reductor y del pH. Si el metal es muy reductor el  $\text{NO}_3^-$  podría reducirse hasta  $\text{N}_2$ , por ello se utiliza Cd que es un metal con baja capacidad reductora. Si el pH es menor a 8 se favorece la producción de NO en lugar de  $\text{NO}_2^-$  por medio de la siguiente reacción:

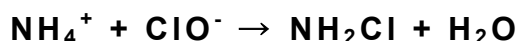


Por otro lado a pH mayor de 8.5 comienza a formarse en cantidades apreciables el precipitado  $\text{Cd}(\text{OH})_2$  ( $\text{pK}_a = 10.2$ ) el cual puede interferir en el análisis.

Después de llevarse a cabo la reducción, el nitrato se determina como nitrito. Sin embargo, la concentración medida de esta manera incluye también la concentración del nitrito originalmente presente en la muestra por lo que es necesario restarle la concentración del nitrito medido por separado. Para evitar errores por una baja o demasiado alta efectividad de reducción es necesario calibrar la columna antes de iniciar el análisis. Para ello se mide una muestra patrón de solo nitrato y otra de solo nitrito de misma concentración. La diferencia en las medidas obtenidas indica el error producido por una disminución en la eficiencia de reducción de la columna. Cuando la eficiencia es muy baja es necesario lavar la columna con una solución de sulfato de cobre para eliminar impurezas. Llevando a cabo este procedimiento el error del método es de  $\pm 0.1 \mu\text{M}$ .

## Amonio

El amonio reacciona con una solución de hipoclorito de sodio para producir cloramina



La cloramina en presencia de fenol, cantidades catalíticas de nitroprusiato, un exceso de hipoclorito forma el colorante azul de indofenol.



A 660 nm la absorptividad molar del azul de indofenol es de 20 000 L·mol<sup>-1</sup>·cm<sup>-1</sup>. El método tiene un error de ± 0.1 µM para las concentraciones medias encontradas en VB. Este método mide la suma de amonio y de amoniaco presente en las muestras.

### Nitrógeno y fósforo totales

El principio de este método es oxidar todas las especies de nitrógeno y todas las especies de fósforo presentes en la muestra a nitratos y a fosfatos respectivamente, para después medir las concentraciones de estos iones siguiendo sus técnicas respectivas. Para poder oxidar por completo los compuestos de nitrógeno se requiere de un medio alcalino y, contrariamente, los compuestos de fósforo se oxidan por completo bajo un medio ácido. Koroleff ideó en 1977 un método que permite llevar a cabo la oxidación de estos dos elementos simultáneamente, utilizando un sistema de ácido bórico e hidróxido de sodio que permite que la reacción comience a un pH de 9.7 y finalice con un pH entre 5 y 6.

Siguiendo la técnica descrita por Valderrama (1981) se prepara una solución conformada por ácido bórico, hidróxido de sodio y peroxodisulfato de potasio como reactivo oxidante. Después de agregar 3 mL de la solución a cada muestra, éstas se colocan en un autoclave para su digestión a 120 °C y a una presión de 30 psis durante 30 minutos.

Debido a las altas concentraciones de nitratos y de fosfatos que se producen a partir del nitrógeno y fósforo total de las muestras, es necesario diluir las muestras con agua desionizada para asegurar una medida confiable. A las muestras del embalse se les hizo una dilución de 1 a 10, a las de los afluentes de 1 a 20 y a las de los drenajes de 1 a 50.

#### 4.2.2 Clorofila a

Para la extracción del pigmento se añadieron 5 mL de acetona a cada filtro, los cuales fueron conservados en refrigeración por un lapso de 36 horas. Posteriormente fueron centrifugados 15 min a 4500 rpm.

Las disoluciones obtenidas fueron analizadas en un espectrofotómetro de UV-Visible ELY 2000 (Elyptica instruments), realizando lecturas de absorbancia a las longitudes de onda de 664, 647 y 630 nm, para determinar la concentración de clorofila a con base en las ecuaciones de Jeffrey y Humphrey (1975):

$$\text{Clorofila a (mg/m}^3\text{)} = v \times (11.68 \times A_{664} - 1.54 \times A_{647} - 0.08 \times A_{630}) \div (V \times b)$$

Donde A= absorbancia medida a la longitud de onda indicada  
v= volumen de acetona (mL)  
V=volumen de agua filtrado (L)  
b= paso óptico de la celda (cm)

El límite de detección de esta técnica es de 0.02 mg/m<sup>3</sup> cuando los volúmenes filtrados son cercanos a 10 L, en los casos en que éstos sean menores, la sensibilidad decrece aunque no ha sido cuantificada dicha reducción (Strickland y Parsons, 1972).

## 4.3 Cálculos

### Balance hidrológico

Para cada periodo muestral se realizó un balance de agua utilizando la información sobre el volumen del embalse, precipitación, evaporación, extracción e inyección de agua, proporcionada por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Conceptualizando al embalse como un solo compartimiento con entradas y salidas de agua se llegó al siguiente balance:

$$\Delta V / \Delta t = \Sigma Ri + I - S - (E - P) \times A$$

Donde  $\Delta V / \Delta t$  es el cambio en el volumen del embalse,  $\Sigma Ri$  es la suma de los flujos de todos los afluentes y los drenajes, I representa el flujo de inyección de agua, S es el flujo de extracción, E es la tasa de evaporación, P es la tasa de precipitación y A es el área del lago.

Los flujos individuales de los afluentes, medidos durante los muestreos, se compararon con el valor de  $\Sigma Ri$  obtenido del balance de agua para asegurar la coherencia de nuestras estimaciones y poder utilizar los flujos medidos para calcular el aporte de nutrientes al embalse por cada afluente.

### Balance de masas de N y P

Las concentraciones de P y N orgánicos se calcularon restando las concentraciones de PRD y de NID a las concentraciones de P total y de N total respectivamente.

El ingreso de nutrientes a la presa, fue calculado multiplicando los flujos de agua (m<sup>3</sup>/d) por las concentraciones de N y P totales (µM) determinadas para cada uno de los principales afluentes en cada fecha de muestreo, e integrados para cada intervalo muestral. Cuando ocurre la inyección de agua por la cortina, este ingreso fue también incluido como una fuente adicional de aporte de nutrientes.

La salida de nutrientes fue calculada multiplicando el volumen promedio de extracción de agua por las concentraciones de N y P totales entre 20 y 28 m de profundidad obtenidas en una estación de muestreo próxima a la cortina de la presa.

Para la columna de agua del embalse, las masas totales de N y P se calcularon multiplicando las concentraciones obtenidas por el volumen de cada profundidad muestreada, integrando los valores de la columna de agua para cada fecha de muestreo.

Las variaciones de masa en el tiempo se compararon con el siguiente balance, entre las entradas y las salidas de nutrientes del embalse:

$$\Delta M(P,N)/\Delta t = \Sigma E(P,N) - S(P,N) \pm PIN(P,N)$$

Donde  $\Delta M(P,N)/\Delta t$  es el cambio de masa total de N y P en el embalse,  $\Sigma E(P,N)$  es la entrada de nutrientes de cada afluente y drenaje y de la presa de Colorines,  $S(P,N)$  es la salida de nutrientes durante la extracción de agua.

$PIN(P, N)$  son los procesos internos netos.  $PIN(P)$  representa las salidas y entradas netas de P entre la columna de agua y los sedimentos del embalse (liberación y sedimentación).

Para N, los valores estimados de  $PIN(N)$  representan, tanto el intercambio neto entre la columna de agua y los sedimentos, como la entrada de N por fijación de  $N_2$  y su salida del sistema por el proceso de desnitrificación de nitratos. Para calcular la sedimentación y la liberación de N desde los sedimentos se asumió que el N que se sedimenta lo hace a partir de la misma materia orgánica de la que se sedimenta el P. Por lo tanto, multiplicar la tasa de sedimentación neta del P por la proporción entre N orgánico y P orgánico en el embalse da una aproximación de la tasa de sedimentación neta de N:

$$PIN(N_{\text{sedimentos}}) = PIN(P) \times N_{\text{orgánico}} / P_{\text{orgánico}}$$

Los valores obtenidos fueron sustraídos de los valores de  $PIN(N)$  para obtener la tasa neta de fijación – desnitrificación de N en el embalse:

$$PIN(N_{\text{atmósfera}}) = PIN(N) - PIN(N_{\text{sedimentos}})$$

## 4.4 Procesamiento de datos

Todos los datos obtenidos se procesaron en una hoja electrónica de datos. Se realizó un promedio ponderado entre periodos de muestreos para obtener una aproximación mensual de los distintos parámetros medidos y después una aproximación anual.

Los datos de flujos de los afluentes se encontraban en hojas de campo y para procesarlos fue necesario pasar cada uno de ellos a una hoja de datos en el ordenador. Los flujos medidos fueron corregidos, siguiendo la propuesta de Ramírez-Zierold et al. (2010), asumiendo que la forma de la sección transversal de los afluentes es parabólica y utilizando un coeficiente de rugosidad para estimar la disminución del flujo en canales sinuosos y con muchas rocas y mucha vegetación.

Por otro lado, los datos obtenidos con la Multisonda fueron transferidos directamente a una computadora personal y trabajados en una hoja de cálculo, donde se “limpiaron” errores recurrentes como la duplicación de datos. A continuación, se promediaron los datos obtenidos durante los muestreos de las mañanas y los muestreos de las tardes para obtener una mejor representación de los parámetros hidrológicos. Esta lista promediada se utilizó para realizar perfiles verticales de los parámetros con el programa graficador Surfer 7.0.

Debido a que los perfiles que se generan con el graficador dependen tanto del método de interpolación que se utilice, como de los diversos parámetros involucrados, frecuentemente se generan distribuciones que no reflejan fielmente los datos originales. Para evitar lo anterior, se llevó a cabo un proceso de selección empírica detallada del método de interpolación hasta asegurar la generación de gráficos coherentes con los datos disponibles.

Para las concentraciones de nutrientes en el embalse, además de la integración mensual, se realizó una integración entre cada profundidad de muestreo para obtener la concentración aproximada en cada metro de profundidad.



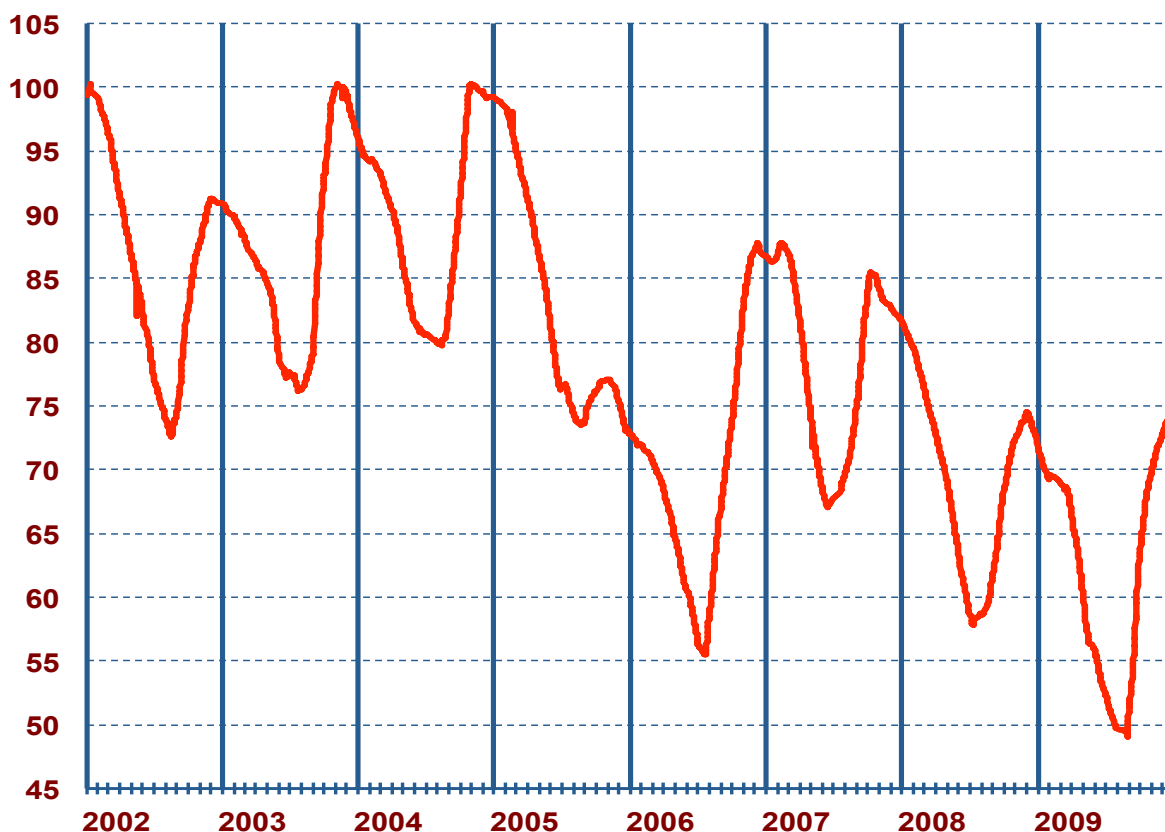
## 5. Resultados y discusión

### 5.1 Balance de agua

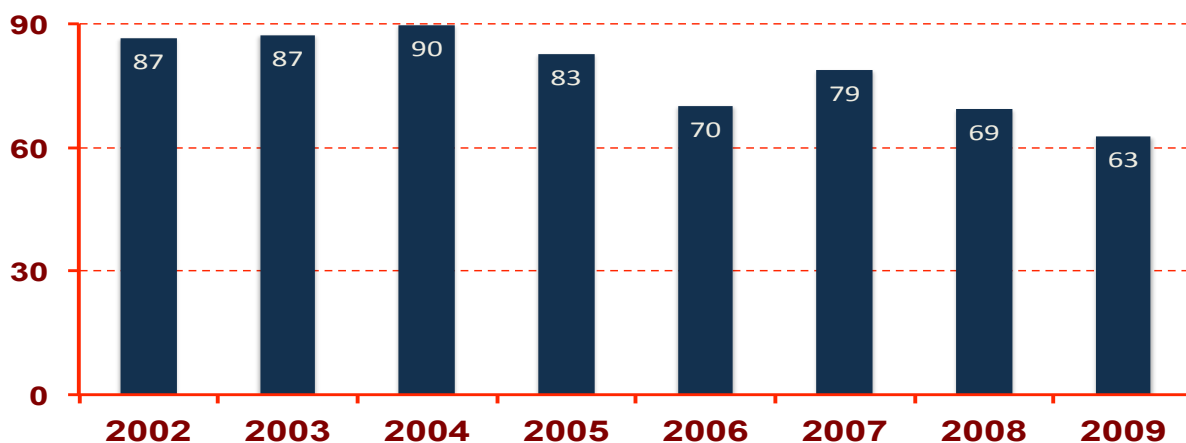
#### 5.1.1 Almacenamiento

Durante el periodo de estudio (2005 a 2007), el volumen promedio del embalse fue de 301.7 millones de m<sup>3</sup>, 77.2 % de su capacidad máxima (gráficas 1 y 2). El porcentaje de almacenamiento en la presa de VB disminuyó considerablemente a partir del 2005, manteniéndose a partir de ese año siempre por debajo del 90 % de su capacidad máxima y alcanzando un mínimo el 21 de julio de 2006 con un volumen de 218.81 millones de m<sup>3</sup>. En 2007 el volumen promedio del embalse aumentó al 79 % de la capacidad máxima, sin embargo, volvió a disminuir en 2008 y en 2009 alcanzando incluso valores menores al 50 % de almacenamiento.

Durante los años analizados el nivel de la presa disminuyó de manera regular durante la primera mitad del año para después incrementar hasta aproximarse a su nivel original. Es de suponer que estas variaciones son consecuencia de una temporada de lluvias durante el verano y parte del otoño seguida por un periodo seco. En el 2005 el incremento de verano fue muy ligero, provocando que el nivel de la presa no se recuperara como en años anteriores y se mantuviera en niveles muy bajos.



Gráfica 1: Porcentaje de almacenamiento en la presa de VB



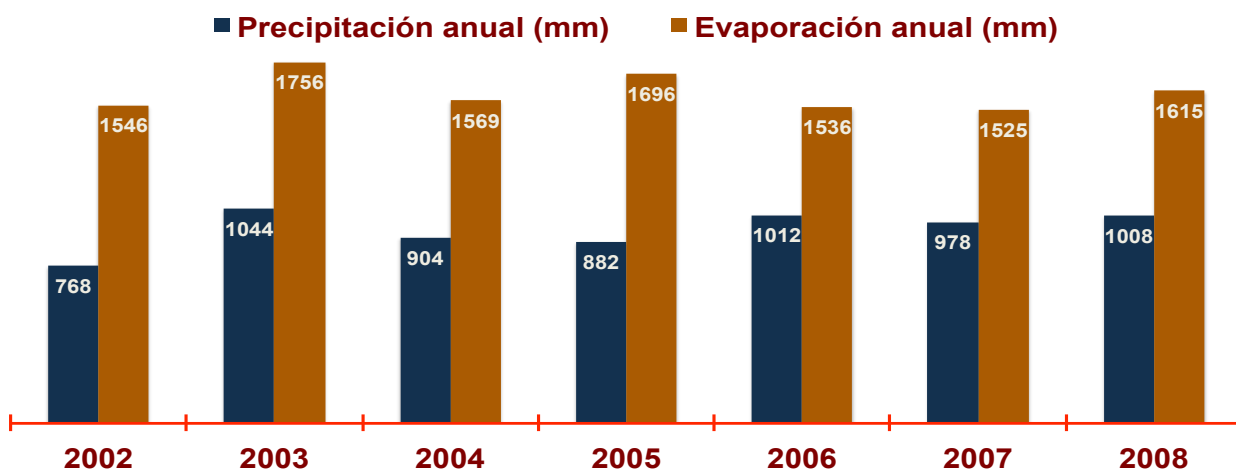
**Gráfica 2: Porcentaje de almacenamiento promedio en la presa de VB**

### 5.1.2 Lluvia y evaporación

Contrariamente a lo que se podría intuir al observar la disminución en el volumen de agua almacenada, la cantidad de lluvia que cayó directamente en el embalse no disminuyó e incluso presentó una tendencia creciente entre el 2002 y el 2008 (gráfica 3). En 2005 hubo una ligera baja en la cantidad de precipitación pero no parece ser suficientemente importante como para atribuirle completamente la disminución del nivel de la presa.

Por otro lado, la cantidad anual de agua que se evaporó disminuyó levemente durante el mismo periodo de tiempo, aunque se mantuvo siempre mayor que la precipitación (gráfica 3).

Se puede asumir que las diferencias en la cantidad de lluvia y de evaporación de un año al siguiente son tan bajas que resultan insignificantes, en comparación con las variaciones anuales en el nivel de la presa.

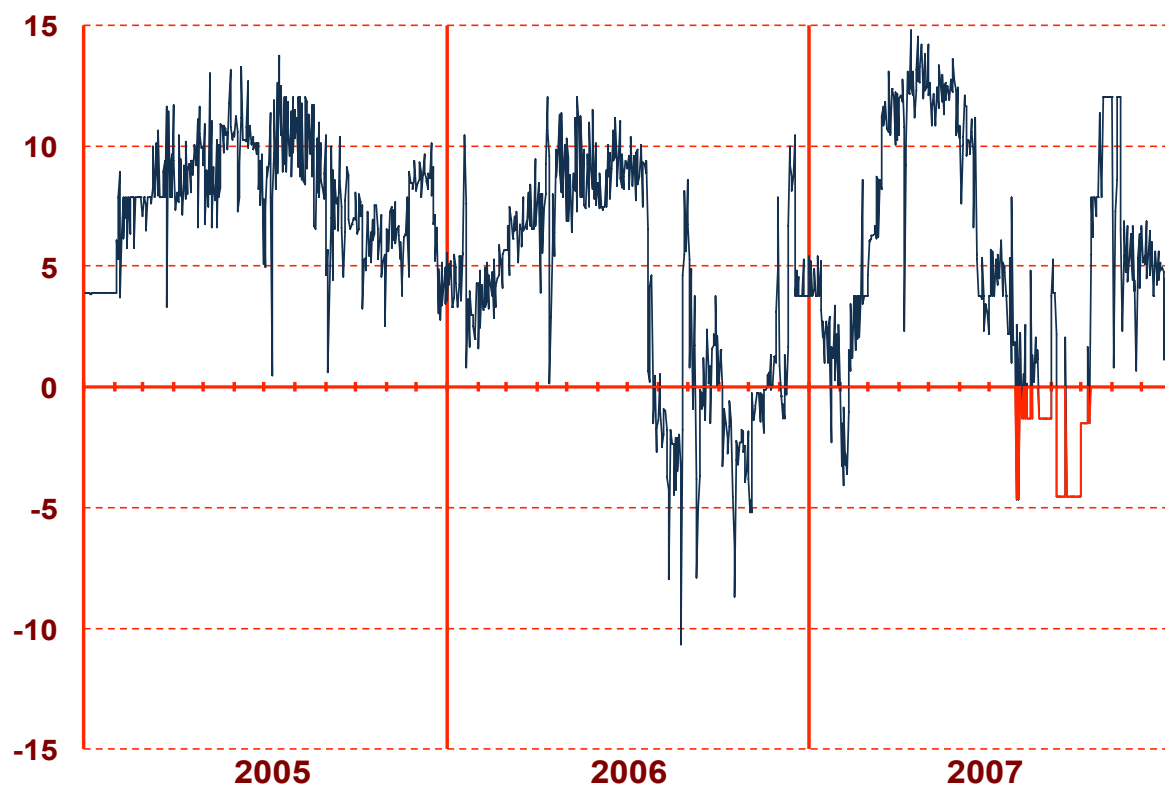


**Gráfica 3: Precipitación y evaporación anual**

### 5.1.3 Extracción e inyección

Los flujos de extracción y de inyección de agua a VB son medidos diariamente por CONAGUA, sin embargo, los valores disponibles de la inyección de agua abarcan solo de enero 2005 hasta marzo de 2007, por lo que para el resto del 2007 fue necesario realizar una aproximación mensual del flujo de inyección. Para ello, se partió de la suposición de que, al igual que en 2006, durante el 2007 los días en que se realizó inyección de agua la extracción de agua fue nula. Siguiendo este supuesto se observó que durante los meses en que posiblemente no hubo inyección (abril, mayo, junio, noviembre y diciembre) el flujo de afluentes obtenido por el balance de agua fue muy similar al flujo medido durante los muestreos. Mientras que durante los meses en que sí hubo inyección el balance dio valores bastante más altos a los medidos. A partir de estas observaciones y siguiendo las tendencias de inyección mostradas en el 2006, se dedujo para cada mes el flujo aproximado de inyección necesario para que la diferencia entre el flujo de afluentes, calculado por balance, y el medido directamente, fuera similar a la diferencia obtenida durante los meses de inyección conocida.

En la gráfica 4 los valores positivos representan los flujos de extracción y los negativos los flujos de inyección. Los valores en rojo son los que tuvieron que ser deducidos.

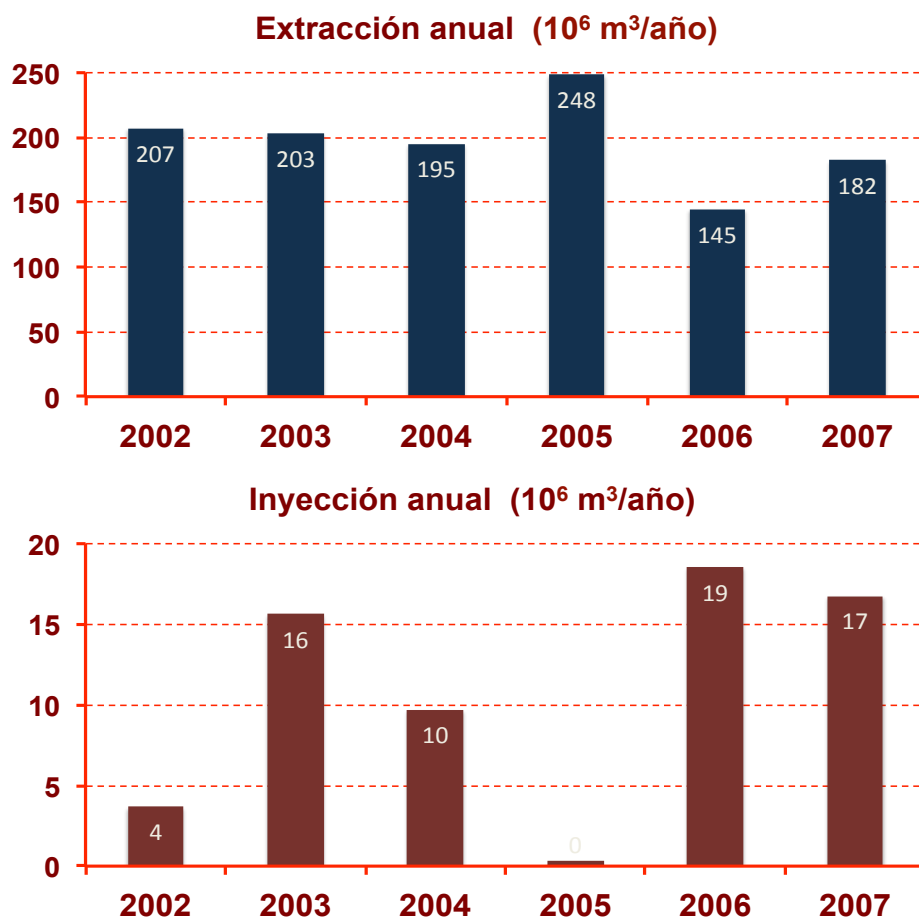


**Gráfica 4: Gasto de extracción neto ( $m^3/s$ )  
= Extracción - Inyección**

De 2002 a 2009 la extracción de agua de la presa de Valle de Bravo mostró una tendencia decreciente, sin embargo, fue durante el año 2005 cuando se alcanzó un valor máximo con una extracción total anual de 248 millones de m<sup>3</sup>, equivalente al 63 % de la capacidad máxima de la presa. Después del 2005 el volumen de agua extraído al año disminuyó considerablemente, en comparación con los años anteriores, pasando de un promedio anual de extracción de 213 millones de m<sup>3</sup> de 2002 a 2005 a un promedio anual de 156 millones de m<sup>3</sup> de 2006 a 2009 (gráfica 5).

La inyección de agua presentó una tendencia contraria a la de extracción. 2005 fue el año de menor inyección con un volumen menor a los 0.3 millones de m<sup>3</sup>. En 2006 y en 2007 el volumen de inyección anual aumentó casi al doble del inyectado en promedio del 2002 al 2005 (gráfica 5). Tanto en 2006 como en 2007, la inyección de agua se dio principalmente durante la temporada de lluvias (julio a octubre). Esto se debe posiblemente a que durante ese periodo las lluvias aumentan el nivel de la presa de Colorines permitiendo trasvasar parte de su agua a la presa de VB.

Parece evidente que la disminución de la extracción y el aumento de la inyección fueron medidas tomadas para compensar el nivel inusualmente bajo en el que se mantuvo la presa después de 2005.

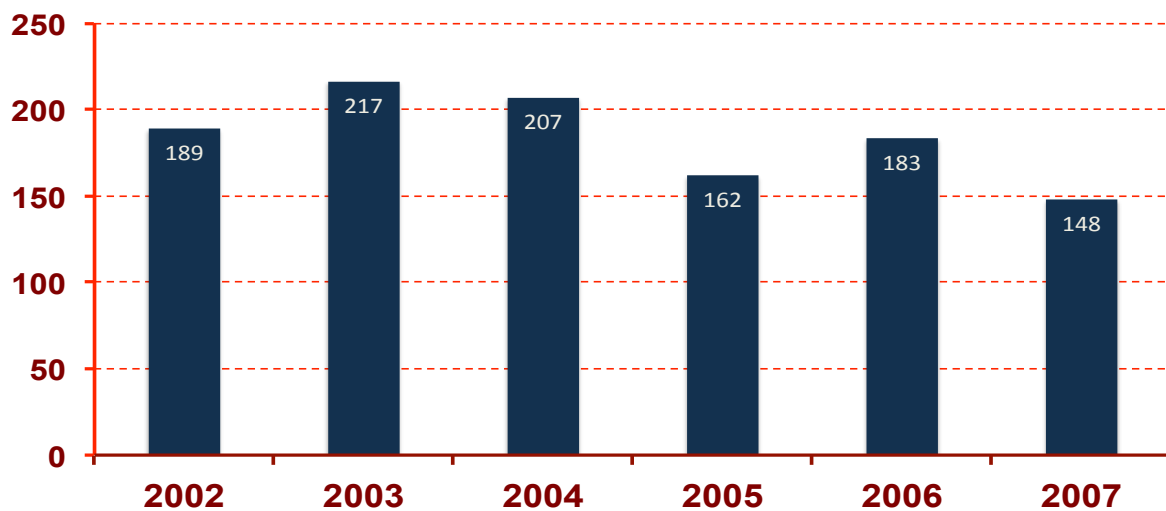


**Gráfica 5: Extracción e inyección anual**

### 5.1.4 Afluentes

Los flujos de los afluentes que se discuten a continuación son los medidos directamente durante los muestreos y aceptados como correctos después de compararlos con los valores obtenidos del balance de agua (tabla 1).

De 2002 a 2007 la entrada de agua por los principales afluentes y por los drenajes presentó una tendencia decreciente (gráfica 6). De 2002 al 2005 la entrada de agua media anual a la presa fue de 204.3 millones de m<sup>3</sup>, 52 % de la capacidad máxima de la presa, y este flujo disminuyó a 164.5 millones de m<sup>3</sup> (42 %) de enero 2005 a diciembre 2007.



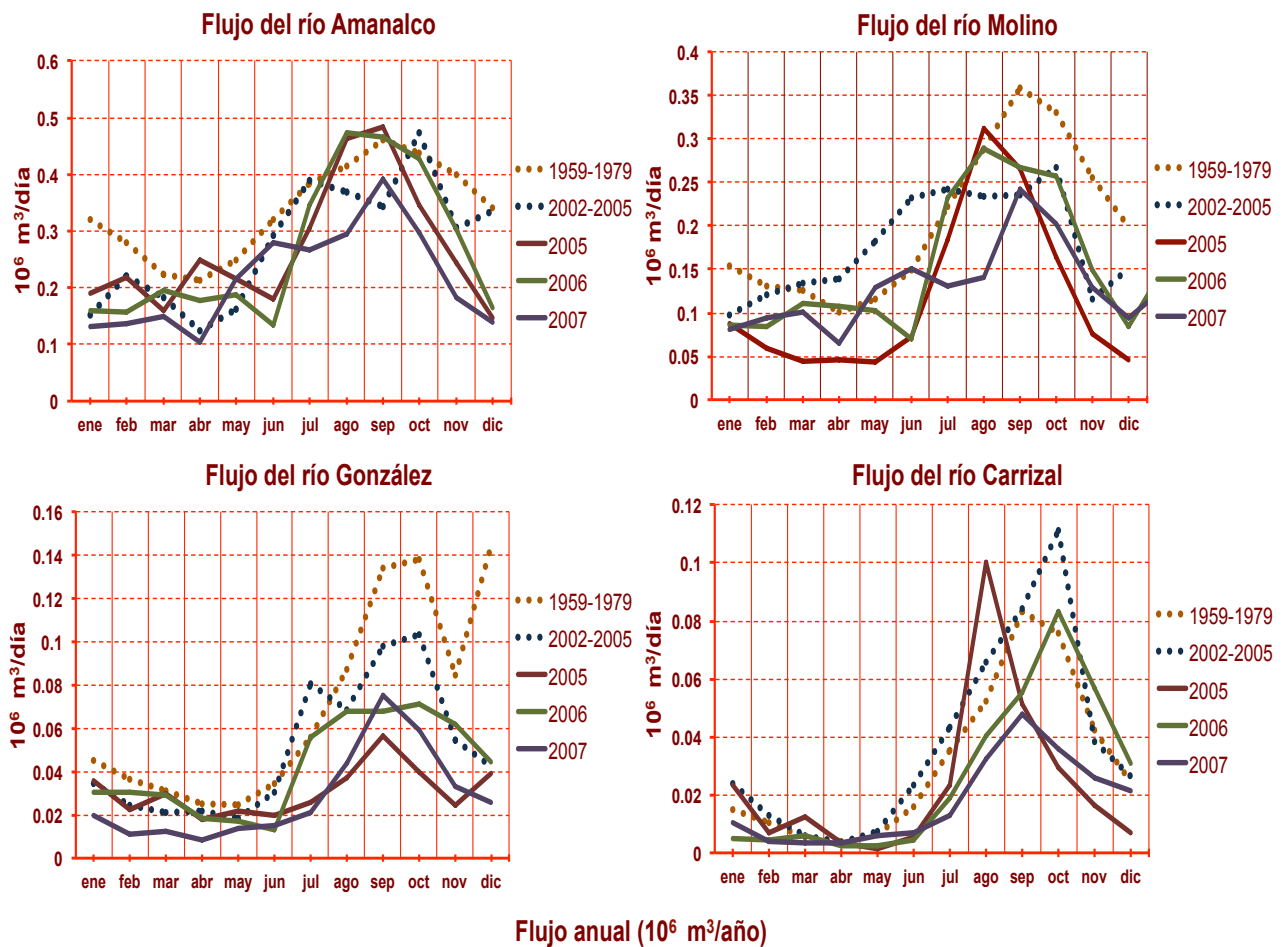
**Gráfica 6: Flujo total de afluentes y drenajes (10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/año)**

Se realizó una comparación de los flujos mensuales medidos en 2005, 2006 y 2007 con el promedio de los flujos mensuales de 2002, 2003 y 2004, medidos con el mismo método por Ramírez-Zierold et al. (2010). Adicionalmente, se consiguieron los datos de los flujos anuales promedio de 1959 a 1979 en los cuatro ríos principales (proporcionados por CONAGUA), medidos con estaciones hidrométricas, con el objetivo de obtener una visión más amplia de la tendencia seguida por los afluentes.

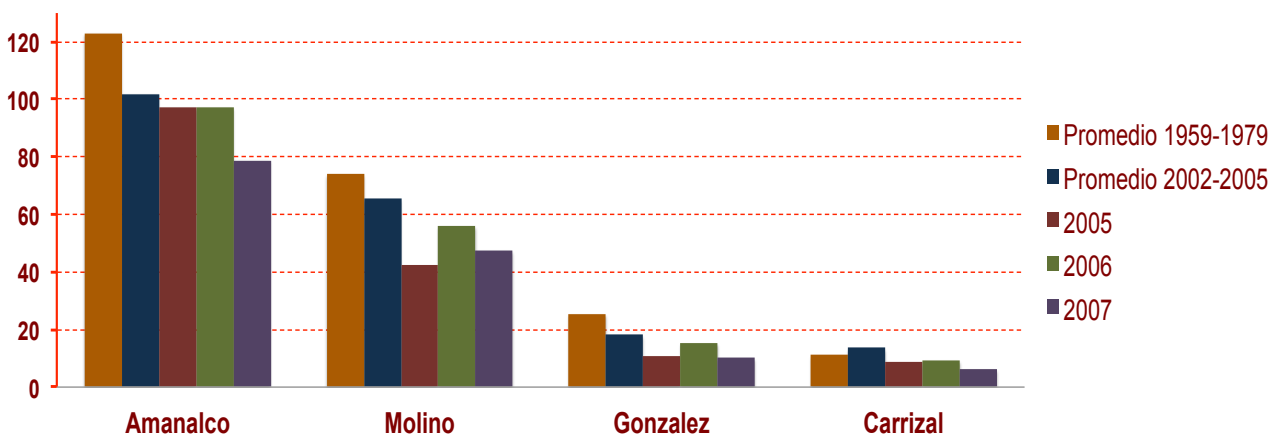
Como se puede observar en las gráficas individuales de cada uno de los cuatro afluentes, éstos presentan tendencias similares a lo largo del año (gráfica 7). Su flujo se mantiene bajo y con pocas variaciones de enero a junio. Comenzando el periodo de lluvias en julio su flujo aumenta considerablemente hasta noviembre cuando vuelve a decaer. En los cuatro afluentes, el flujo anual fue mayor de 2002 a 2005 que de 2005 a 2007, lo cual indica que existe una relación directa entre estos flujos. Resulta interesante notar que el 2005 fue el año de mayor flujo en Amanalco y, sin embargo, en el mismo año se registró el menor flujo en Molino. Este flujo anormalmente bajo del río Molino

entre marzo y junio, pudo deberse a una desviación o a un estancamiento del flujo de agua en su cuenca de captación.

Finalmente, los flujos anuales muestran una clara tendencia decreciente en la cantidad de agua transportada por cada afluente, con una importante disminución entre los flujos registrados de 1959 a 1979, en comparación con los medidos del 2002 al 2008 (con excepción del río carrizal que se mantuvo parejo). Esta tendencia puede deberse al importante aumento de la actividad humana alrededor de la cuenca de VB, que desvía una cantidad del agua de los ríos para su uso doméstico y para la agricultura.



Flujo anual ( $10^6 \text{ m}^3/\text{año}$ )



Gráfica 7: flujos individuales de los afluentes

### 5.1.5 Balance

Variables del Balance	Año	Embalse (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Entradas (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /año)	Salidas (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /año)	% de la capacidad máxima
Volumen medio de la presa	2005	<b>323.1</b>			<b>82.6%</b>
	2006	<b>274.2</b>			<b>70.1%</b>
	2007	<b>307.9</b>			<b>78.7%</b>
Cambio anual de volumen	2005	<b>-91.9</b>			
	2006	<b>56.0</b>			
	2007	<b>-19.8</b>			
Precipitación	2005		16.2		<b>4.1%</b>
	2006		16.4		<b>4.2%</b>
	2007		16.8		<b>4.3%</b>
Evaporación	2005			29.7	<b>- 7.3%</b>
	2006			25.2	<b>- 6.5%</b>
	2007			26.8	<b>- 6.9%</b>
Extracción	2005			248.0	<b>- 63.4%</b>
	2006			144.6	<b>- 37.0%</b>
	2007			182.1	<b>- 46.6%</b>
Inyección	2005		0.3		<b>0.07%</b>
	2006		18.5		<b>4.7%</b>
	2007		16.7		<b>4.3%</b>
<b>Aporte total de afluentes</b>					
Balance de agua	2005		169.3		<b>43.3%</b>
	2006		189.9		<b>48.6%</b>
	2007		155.3		<b>39.7%</b>
<b>Medidos directamente de ríos y drenajes</b>			<b>% del flujo total</b>		
Amanalco	2005		95.6	59.0%	<b>24.5%</b>
	2006		97.4	53.1%	<b>24.9%</b>
	2007		78.9	53.1%	<b>20.2%</b>
Molino	2005		41.9	25.9%	<b>10.7%</b>
	2006		56.2	30.6%	<b>14.4%</b>
	2007		47.4	31.9%	<b>12.1%</b>
González	2005		10.8	6.7%	<b>2.8%</b>
	2006		15.5	8.5%	<b>4.0%</b>
	2007		10.3	6.9%	<b>3.6%</b>
Carrizal	2005		8.6	5.3%	<b>2.2%</b>
	2006		9.5	5.2%	<b>2.4%</b>
	2007		7.0	4.7%	<b>1.8%</b>
Drenaje	2005		5.2	3.2%	<b>1.3%</b>
	2006		4.9	2.7%	<b>1.2%</b>
	2007		5.0	3.4%	<b>1.3%</b>
Flujo medido total	2005		162.1	100%	<b>41.5%</b>
	2006		183.5	100%	<b>46.9%</b>
	2007		148.7	100%	<b>38.0%</b>
<b>Diferencia entre el flujo obtenido por balance y el medido directamente</b>	<b>2005</b>		<b>7.2</b>		<b>1.8%</b>
	<b>2006</b>		<b>6.4</b>		<b>1.6%</b>
	<b>2007</b>		<b>7.1</b>		<b>1.8%</b>

**Tabla 1: Componentes del balance de agua en la presa de Valle de Bravo**

A partir de los datos utilizados para realizar el balance de agua es posible deducir que la disminución en el nivel de la presa en 2005 se debió en menor parte a una disminución en el flujo de los afluentes, pero sobre todo a la gestión de la presa ya que en 2005 la extracción de agua fue 20 % mayor a las extracciones de años anteriores y prácticamente no se realizó inyección de agua, impidiendo que el nivel de la presa se recuperara durante la temporada de lluvias.

Finalmente, comparando la cantidad de agua que ingresa al embalse por medio de afluentes, obtenida con el balance de agua, con los flujos de cada uno de los afluentes medidos directamente, se tiene un error menor al 2 % de la capacidad máxima de la presa (tabla 1). Una diferencia tan baja permite afirmar que las mediciones de los flujos realizadas son confiables y pueden ser utilizadas para calcular el aporte de nutrientes por cada afluente.

## **5.2 Hidrología básica del sistema**

### **5.2.1 Perfiles**

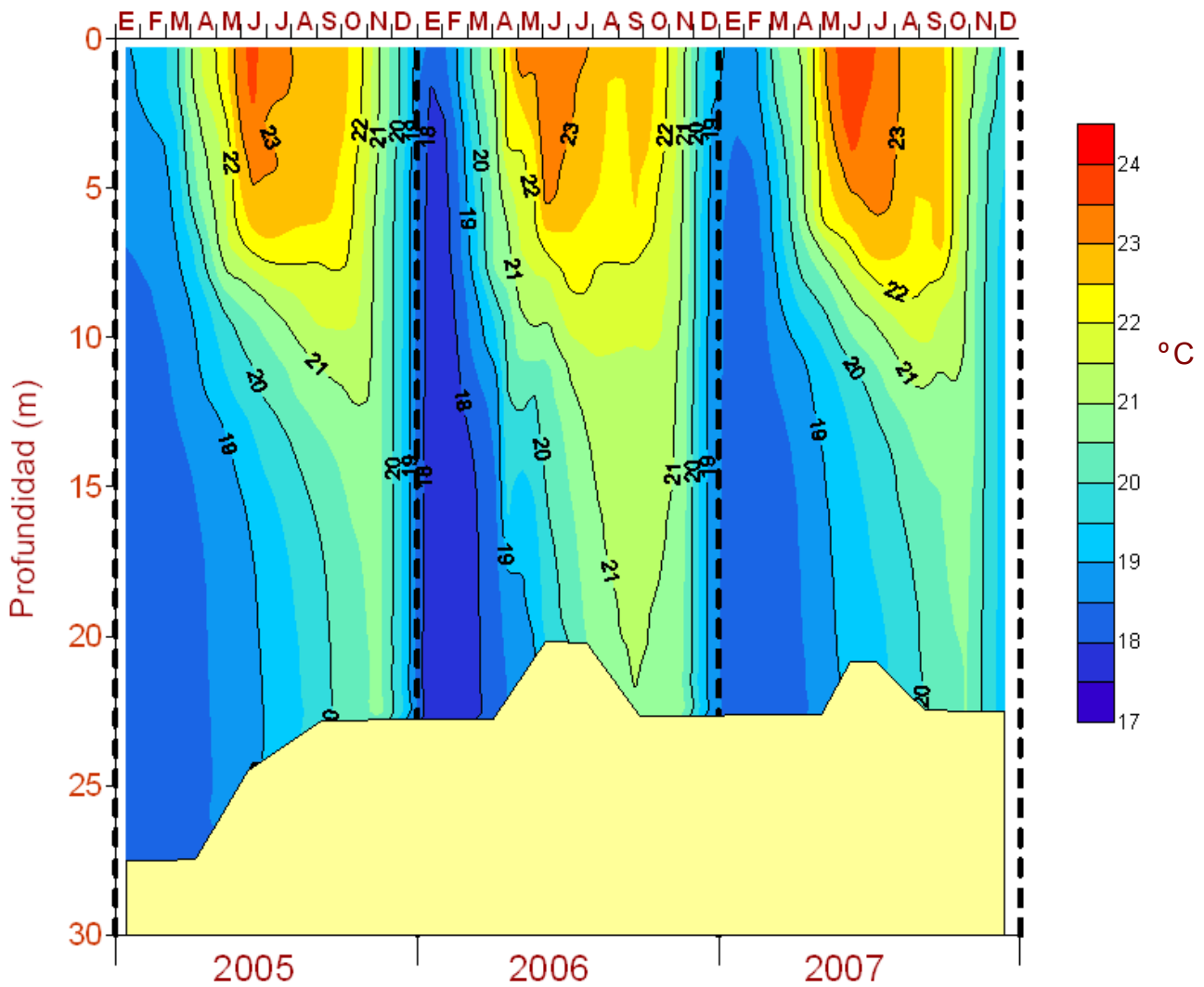
Para representar los parámetros hidrológicos se utilizó el programa Surfer, el cual grafica una serie de curvas que conectan los puntos que tienen un mismo valor constante de cada parámetro en función del tiempo y de la profundidad.

La base en cada perfil representa el fondo del embalse y la variación de su profundidad debido a la variación del nivel del embalse.

### **5.2.2 Temperatura**

Como se esperaba, durante el periodo de estudio el embalse de VB se comportó como un cuerpo de agua monomítico cálido. A partir de los diagramas de la distribución espacial de la temperatura (gráfica 8 y perfil 1) se determinaron los periodos de mezcla (noviembre a febrero) y de estratificación (marzo a octubre) del embalse. Estos diagramas también permitieron delimitar las profundidades medias que abarcaron el epilimnion (superficie a 6m), la termoclina o metalimnion (7 a 12m) y el hipolimnion (13m hasta el fondo) durante los periodos de estratificación.





### Perfil 1: distribución vertical de la temperatura

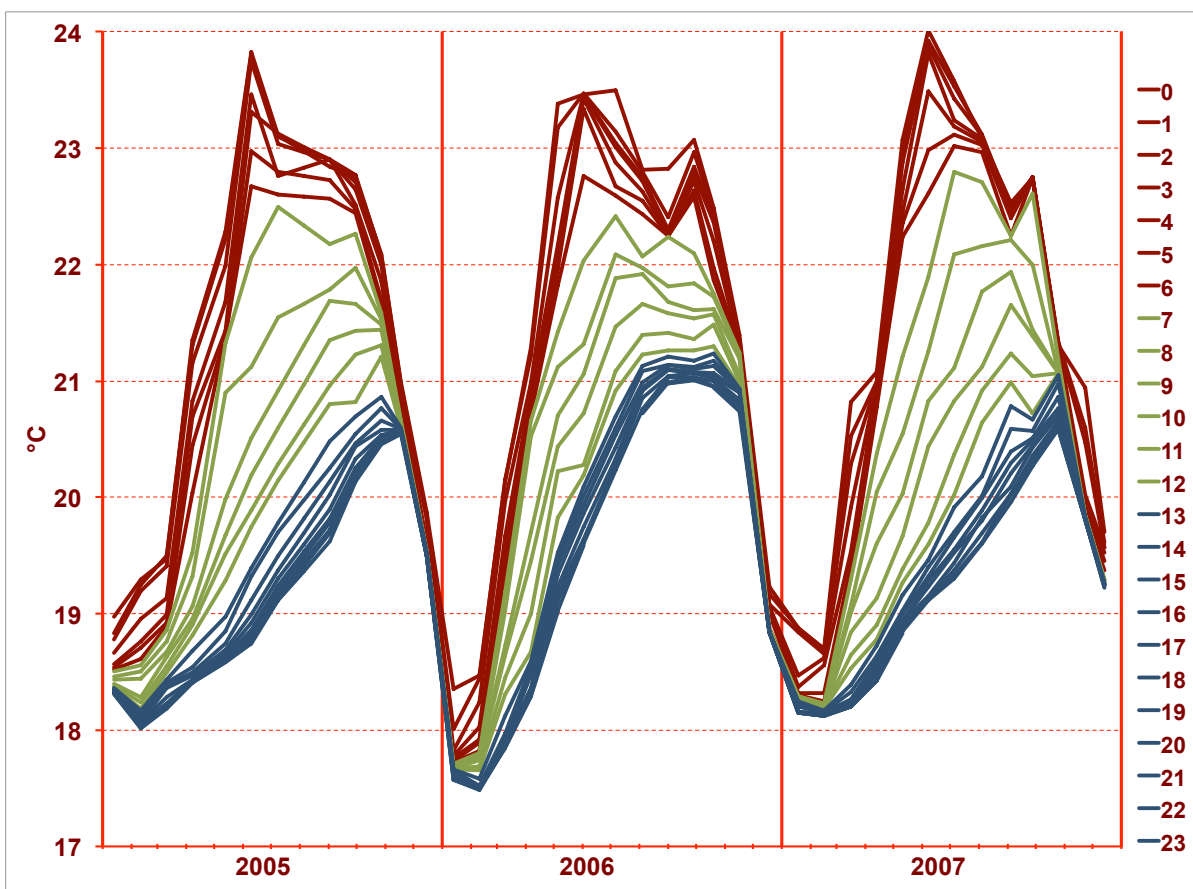
Durante la mezcla la columna de agua presentó una temperatura prácticamente homogénea, con una diferencia media entre la temperatura superficial y la del fondo de 0.6 °C. Durante estos periodos la temperatura de todo el embalse disminuyó gradualmente. De noviembre 2005 a febrero 2006 la temperatura media del embalse pasó de 20.7 °C a 17.7 °C, mientras que de noviembre 2006 a febrero 2007 la temperatura media descendió de 21.1 °C a 18.3 °C.

A mediados de marzo la capa superficial del embalse se calentó rápidamente hasta alcanzar un máximo en junio (23.8 °C en junio 2005, 23.5 °C en junio 2006 y 24 °C en junio 2007) provocando la estratificación del embalse, con la formación de dos zonas de densidades muy distintas. El cambio medio de temperatura en la termoclina fue de 1.5 °C en 2005, de 1.2 °C en 2006 y de 1.8 °C en 2007. La disminución de los cambios de temperatura por gradiente de profundidad en la termoclina indica una estratificación menos estable en 2006 que coincide con la disminución del nivel de la presa en el mismo año (gráfica 2). Como se esperaba, la disminución en el nivel de la presa tiene como efecto una menor estratificación del embalse,

la cual podría permitir una mejor mezcla de sus componentes principales.

Por otra parte, los datos obtenidos muestran claramente un calentamiento gradual del hipolimnion durante la estratificación. En 2005 la temperatura media en el hipolimnion pasó de 18.2 °C en marzo a 20.6 °C en octubre, en 2006 el cambio de temperatura fue de 17.9 hasta 21.1 °C y en 2007 pasó de 18.1 a 20.7 °C. Este efecto indica que las aguas profundas del hipolimnion no se encuentran completamente aisladas del resto de las capas y que existen procesos de mezcla locales en las interfaces epilimnion-metalimnion y metalimnion-hipolimnion que transportan lentamente el calor de la superficie al fondo del embalse. Se observa un mayor y más rápido calentamiento del hipolimnion en 2006 lo cual es otro indicativo de una mayor mezcla de aguas de diferentes estratos en ese año.

En la gráfica 8 se graficaron las temperaturas de 0 a 6 metros de profundidad de color rojo, las temperaturas de 7 a 12 metros de profundidad en color verde y las temperaturas de 13 metros hasta el fondo en color azul, con el objetivo de resaltar la formación de dos estratos con temperaturas distintas durante los periodos de estratificación y de una capa intermedia con grandes diferencias de temperatura.



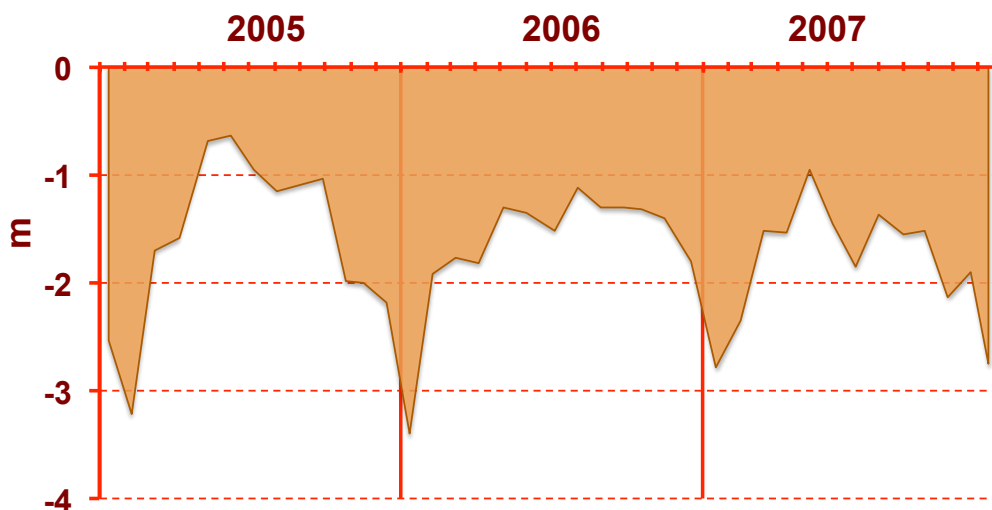
**Gráfica 8: Temperatura del embalse en cada metro de profundidad ( °C)**

### 5.2.3 Radiación solar

Utilizando la técnica del disco de Secchi para estimar la penetración de la radiación solar en el embalse se observó, en los tres años estudiados, una máxima penetración de luz durante los periodos de mezcla (gráfica 9). Después de este máximo la profundidad de Secchi disminuye progresivamente hasta alcanzar valores mínimos entre mayo y agosto. La penetración de luz promedio durante este periodo fue levemente mayor en 2007 que en 2006 y mayor en estos dos años en comparación con 2005.

Debido a que la profundidad de penetración de luz depende tanto de la intensidad de la radiación solar como de la cantidad de partículas que puedan interferir su trayecto, resulta difícil separar para la profundidad de Secchi que tanto se debe a lo primero y que tanto a lo segundo. Se observó que los periodos de mínima penetración corresponden a la temporada de máxima lluvia, cuando la radiación solar es menor, pero también corresponden a las temporadas de estratificación que es cuando suelen llevarse a cabo los florecimientos de cianobacterias en la superficie, que dificultan el paso de la luz solar. La cantidad de lluvia durante estos periodos fue prácticamente igual durante los tres años. Por otro lado, la distribución de clorofila a (gráfica 24), que se discutirá más adelante, indica que en 2007 hubo una menor cantidad promedio de clorofila a en la superficie y que en 2005 esta cantidad fue mucho mayor que en los dos años siguientes. Por lo tanto, parece seguro relacionar la profundidad de Secchi observada con la cantidad de biomasa fitoplanctónica en la superficie, e indica que durante los periodos de estratificación la densidad de biomasa en la superficie fue muy alta.

Comparando las bajas profundidades de Secchi medidas durante los tres años con las de otros sistemas resulta evidente que VB es un ecosistema altamente eutrofizado.

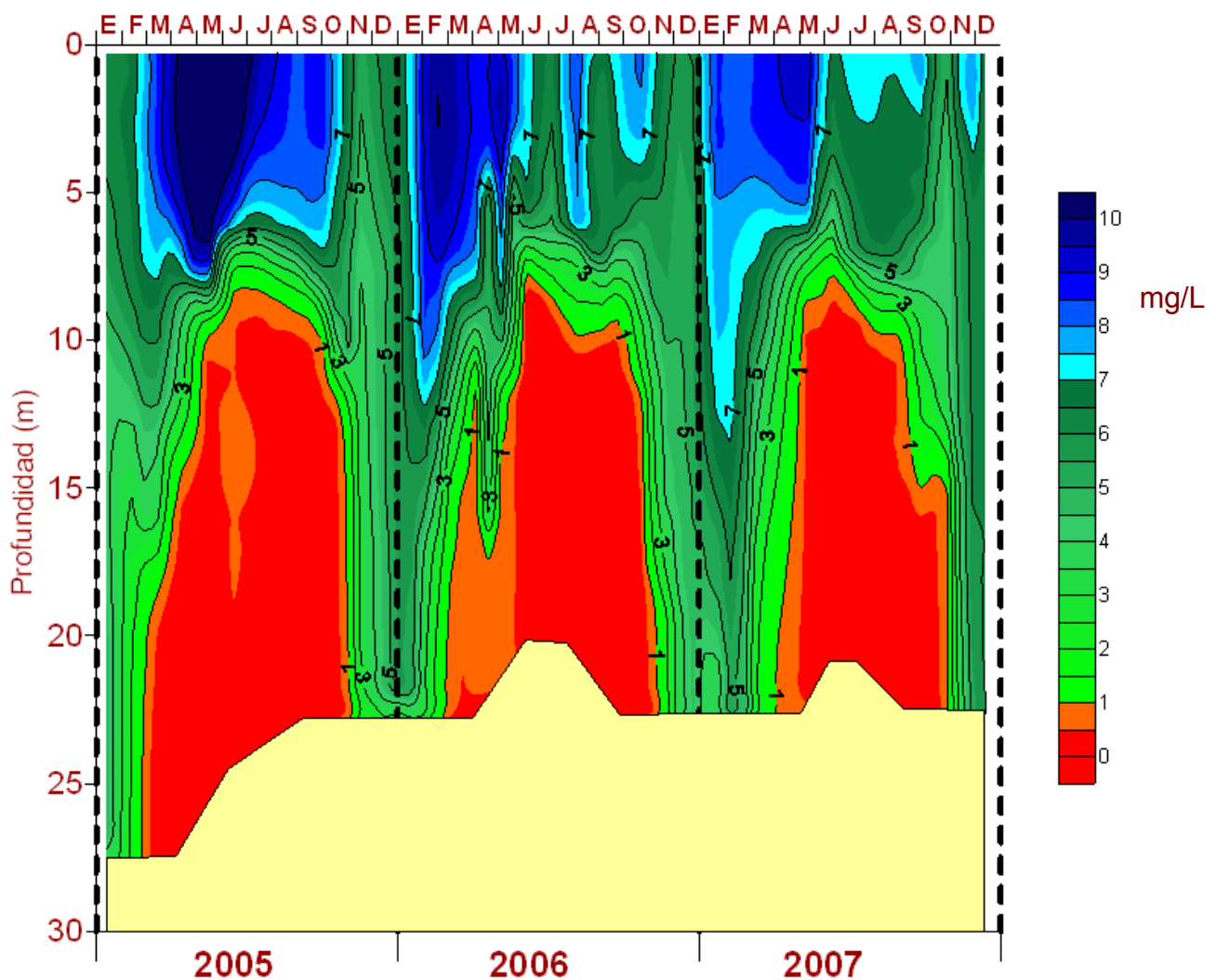


Gráfica 9: Profundidad de Secchi

## 5.2.4 Oxígeno disuelto

En la presa de VB, con una altitud de 1830 sobre el nivel del mar y una temperatura mínima de 17°C y máxima de 24°C, la concentración mínima de saturación de OD es de 6.8 mg/L y la concentración máxima es de 7.8 mg/L.

Durante el periodo de estudio el embalse presentó una concentración promedio de oxígeno disuelto de 4 mg/L durante el periodo de estudio, mismo valor que el reportado por Ramírez-Zierold et al. (2010) entre 2002 y 2005. Esta concentración implica una subsaturación de menos del 60 % en la columna de agua provocada por una alta demanda interna de oxígeno disuelto.



**Perfil 2: distribución vertical del oxígeno disuelto**

Como es posible observar en el perfil 2, durante los periodos de mezcla se observa una homogenización de OD en la columna de agua, con un valor medio de 5.4 mg/L (73 % de saturación).

En 2005, a finales de febrero se produjo una sobresaturación de OD (concentraciones mayores a 7 mg/L) que abarcó desde la superficie hasta 7 metros de profundidad. Esta zona se mantuvo constante hasta

mediados de octubre, es decir, que coincide con el periodo de estratificación e indica una alta actividad fotosintética en las aguas superficiales cuyo oxígeno producido se mantiene en el epilimnion por falta de mezcla.

En 2006 y en 2007 también se formó una zona de sobresaturación, pero esta se produjo desde enero y en los dos años alcanzó hasta más de 10 metros de profundidad. Se puede asociar este efecto a un menor consumo de OD y como resultado una menor producción de materia orgánica durante la mezcla de 2006 y de 2007. La profundidad de sobresaturación disminuyó progresivamente hasta abarcar tan solo el epilimnion a partir de junio. Durante estas estratificaciones se observaron ciertos periodos donde la capa superficial se encontró levemente subsaturada. Estos eventos pudieron deberse a procesos de mezcla entre el epilimnion y el metalimnion, lo que permitió el transporte del OD acumulado en la superficie a aguas más profundas.

Simultáneamente, en las capas inferiores la concentración de OD disminuyó progresivamente en el fondo. En 2005, 2006 y 2007 se formó una zona de hipoxia a partir de marzo, con concentraciones menores a 1 mg/L. Esta zona alcanzó una extensión máxima entre mayo y agosto, abarcando desde los 8m de profundidad hasta el fondo del embalse para después volver a disminuir hasta octubre cuando los procesos de mezcla volvieron a aportar OD a toda la columna de agua.

Durante los periodos de estratificación, la concentración promedio de OD en el hipolimnion fue de 0.45 mg/L en 2005 con un periodo de anoxia de mayo a octubre, de 0.3 mg/L en 2006 con un periodo de anoxia de junio a octubre y de 0.7 mg/L en 2007 con un periodo de anoxia de mayo a octubre.

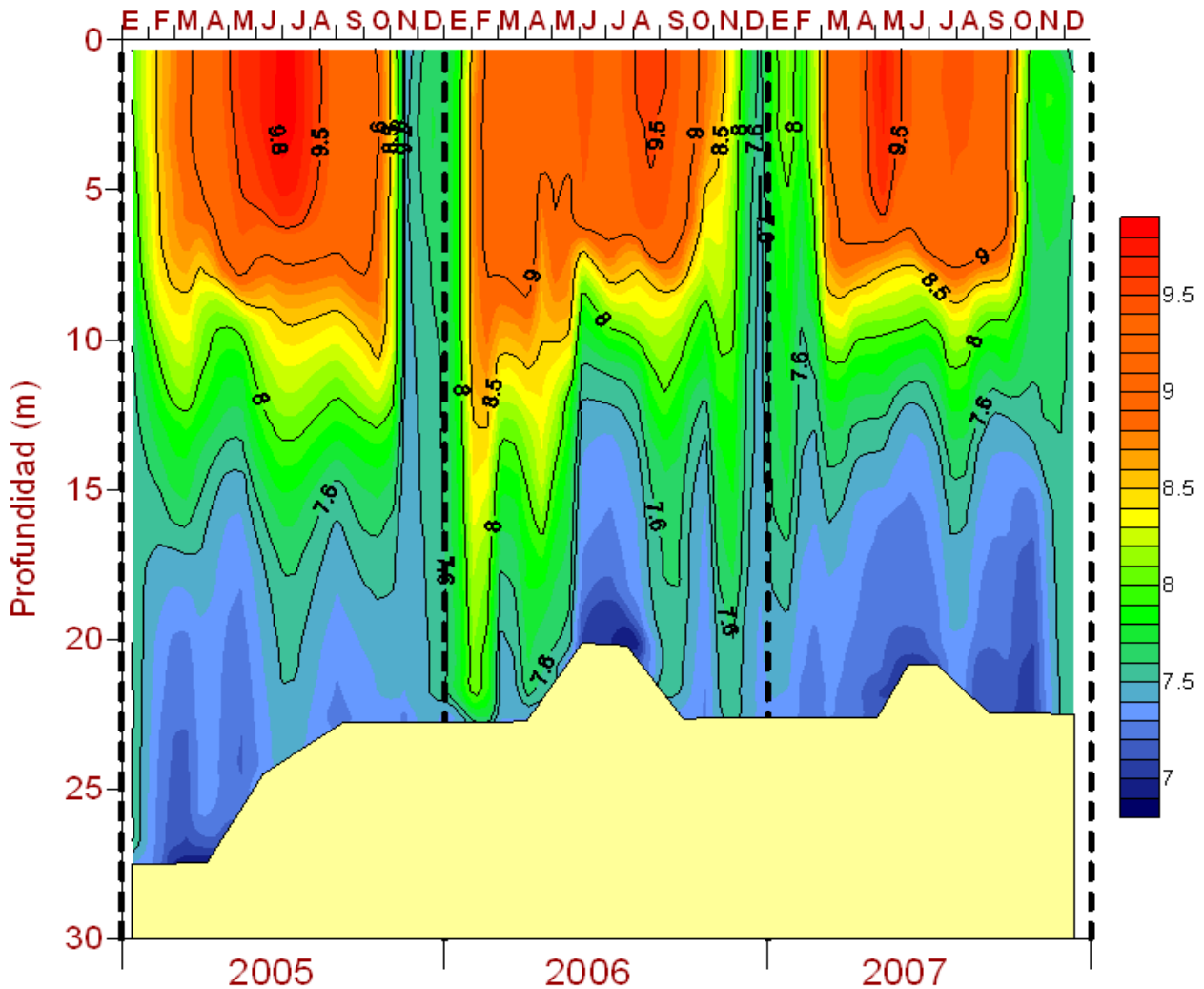
La menor cantidad de OD en el hipolimnion en 2006, cuando en ese año en la superficie pareció haber una menor producción de materia orgánica, puede deberse a un efecto parecido al descrito por el principio de Le Châtelier, el cual establece que si varía la concentración de un sistema que en principio está en equilibrio químico, en ese sistema variarán también las concentraciones de sus componentes de manera que se contrarreste la primera variación. De forma similar, en el ecosistema de VB al llegar una menor cantidad de materia orgánica al fondo del embalse, se pudo favorecer la remineralización de la materia orgánica sedimentada, utilizando una mayor cantidad de OD como agente oxidante en el fondo del embalse.

Por otro lado, en 2007 el consumo de OD en la superficie fue similar al de 2006, sin embargo, en los sedimentos pudo haber una menor cantidad de materia orgánica de fácil acceso para su consumo, provocando que el consumo de OD en las aguas profundas fuera menor en 2007 que en 2006.

## 5.2.5 pH

Durante el periodo de estudio el embalse mantuvo un pH promedio de 8 por lo que del sistema de carbonatos predomina el ión bicarbonato.

En el perfil 3 se observa un comportamiento del pH bastante similar al del OD. Debido a que Valle de Bravo es un sistema de baja reserva alcalina (Monroy-Ríos, 2004), las fluctuaciones en los valores de pH se deben principalmente al acoplamiento del sistema de carbonatos con los procesos de fotosíntesis y de respiración.



**Perfil 3: distribución vertical del pH**

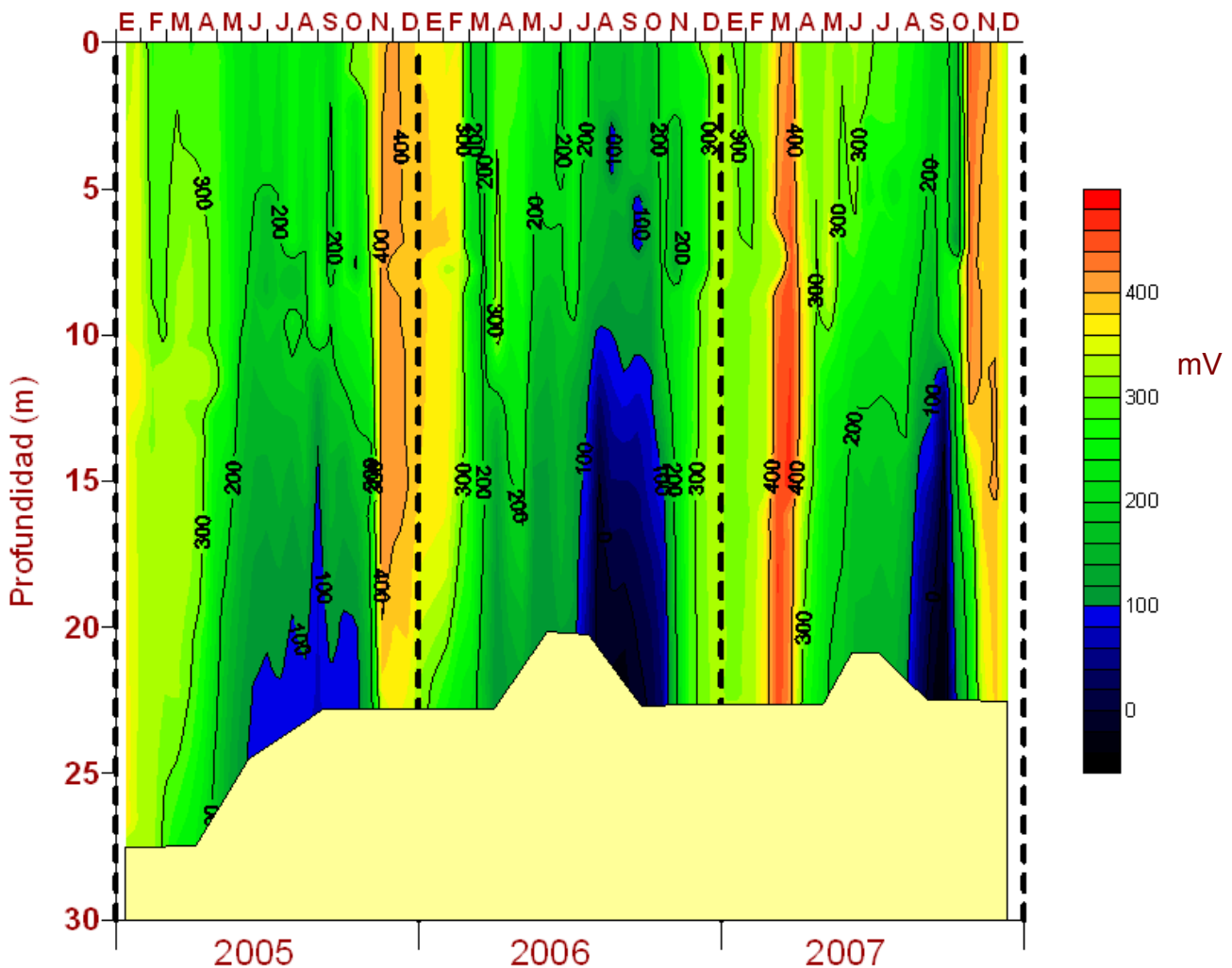
Durante los periodos de mezcla el embalse presentó valores de pH casi homogéneos en la columna de agua, con un valor promedio de 7.7 y una diferencia promedio de 0.5 unidades entre la superficie y el fondo.

Durante los periodos de estratificación existe una clara diferencia entre el pH del epilimnion y el pH del hipolimnion características de un cuerpo de agua eutrofizado. En la zona fótica el alto consumo de  $\text{CO}_2$  durante la fotosíntesis provoca una disminución en la concentración de protones  $\text{H}^+$  aumentando el valor del pH. De manera inversa el consumo de materia orgánica en el hipolimnion genera un exceso de

CO<sub>2</sub> que impone un pH bajo. Los valores promedio de pH en el epilimnion y en el hipolimnion respectivamente fueron de 9.3 y 7.5 en 2005, de 9.3 y 7.6 en 2006, y de 9.4 y 7.6 en 2007.

### 5.2.6 Eh

Durante el periodo de estudio en general, la columna de agua del embalse presentó condiciones que muestran una continua demanda de OD para oxidar materia orgánica, con un valor promedio de Eh de 256mV.



**Perfil 4: distribución vertical del Eh**

Durante los procesos de mezcla el potencial estuvo por encima de 300mV, acorde con la distribución de oxígeno. Incluso rebasó los 400 mV entre noviembre y diciembre de 2005, lo cual indica una alta capacidad de oxidación de la materia orgánica presente durante ese periodo.

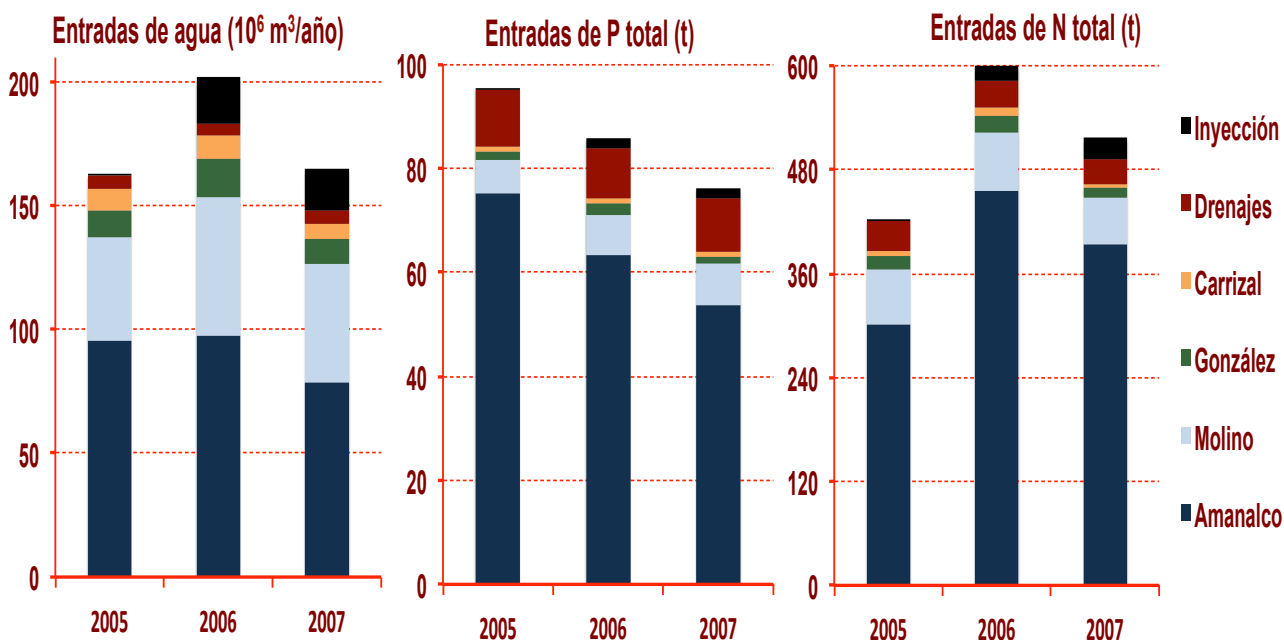
Durante los periodos de estratificación el hipolimnion presentó valores promedio de 159 mV en 2005, 77 mV en 2006 y 165 mV en 2007. En los tres años se formaron zonas con condiciones reductoras,

con valores de Eh menores a 100mV, que coinciden con los meses finales de las temporadas de anoxia (agosto a octubre) (perfil 4).

La tendencia mostrada por los valores de Eh es congruente con la tendencia de los valores medidos de OD, siendo el 2006 el año que presentó una menor concentración promedio de OD y un menor valor promedio de Eh. Por otra parte, la zona reductora de 2006 se mantuvo por un mayor periodo que las de 2005 y 2007 y en ese año abarcó una mayor porción de la columna de agua. Estas observaciones refuerzan la teoría de se llevó a cabo una mayor remineralización de materia orgánica desde los sedimentos en el 2006 que en los otros años, provocando un alto consumo del OD y una reducción del potencial de óxido reducción en el hipolimnion.

Finalmente, resulta importante explicar que los valores de Eh irregularmente altos observados durante el mes de marzo 2007 posiblemente se deban a un error durante el muestreo de ese mes, resultado de una falla en la calibración de los electrodos de la sonda multiparámetros. Por ello, esos valores no fueron utilizados para los promedios presentados.

### 5.3 Entradas de P y de N al embalse



**Gráfica 10: Entradas de agua, de P total y de N total al embalse**

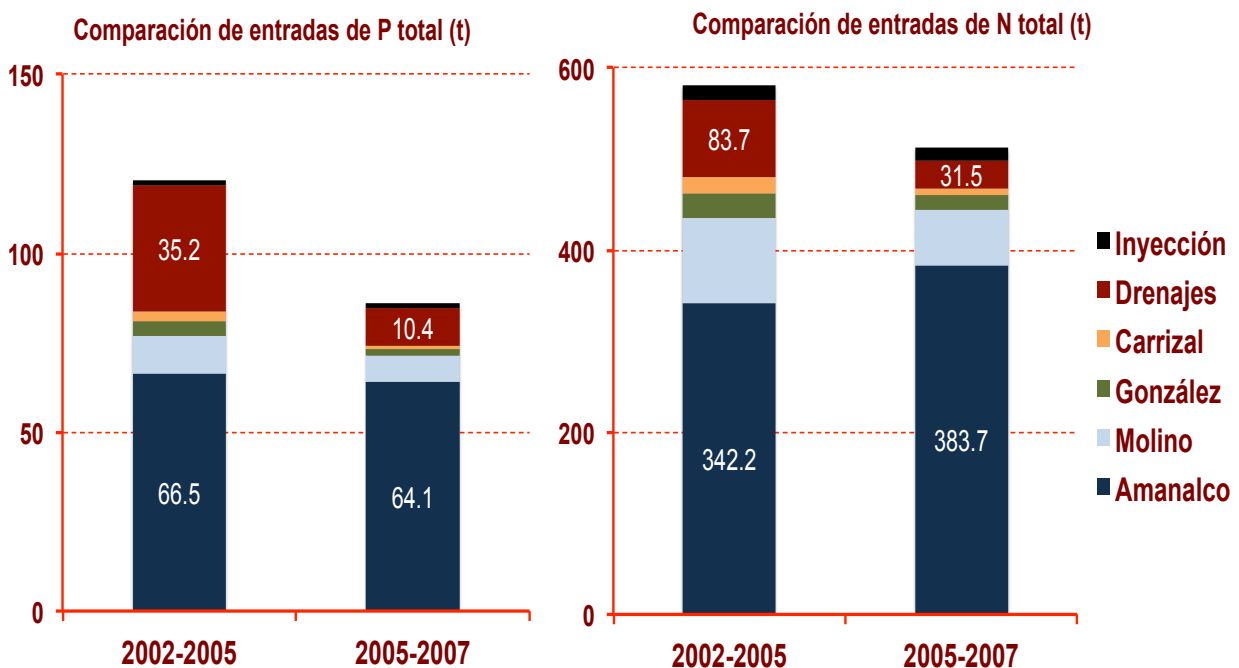
Durante el periodo de estudio los flujos externos anuales de P total y de N total fueron de 94.6 t de P y 416.2 t de N en 2005, de 85.9 t de P y 599.9 t de N en 2006 y de 76.3 t de P y 517.2 t de N en 2007. El



ingreso anual promedio durante estos tres años fue de 85.6 t de P y 511.1 t de N, más del 70% de lo cual fue aportado por el río Amanalco (gráfica 10).

Se observa la misma tendencia entre los flujos de entradas de agua y las entradas de N al embalse, lo que no sucedió con las entradas de P. Esto resulta lógico si se considera que los flujos de N transportados por los afluentes se deben al arrastre de este nutriente de los suelos de la cuenca y que, por lo tanto, a mayor flujo de agua habrá un mayor arrastre de N. Mientras que las variaciones en los flujos de P se pueden atribuir mayormente a sus descargas antropogénicas, las cuales no son dependientes de los flujos de los afluentes.

Por otro lado, aun cuando los flujos de agua en los ríos Amanalco y Molino son similares, la cantidad de nutrientes transportados por el primero es mucho mayor que la cantidad transportada por el segundo. Esto es un reflejo de la intensa actividad agrícola registrada en la cuenca que capta las aguas del río Amanalco en comparación con la casi nula actividad agrícola registrada en la cuenca de el Molino.



**Gráfica 11: Comparación de entradas de P total y de N total entre los periodos 2002-2005 y 2005-2007**

La cantidad de P total que ingresó al embalse durante el periodo 2005-2007 disminuyó considerablemente en comparación con los reportados por Ramírez-Zierold et al. (2010) de 120.5 t de P anuales en promedio para el periodo 2002-2005. Dicha disminución se dio principalmente en los aportes de los drenajes, ya que pasaron de 35.2 t de P al año en el periodo 2002-2005 a 10.5 t de P al año en el periodo 2005-2007, siendo ésta una disminución del 30 % (gráfica 11).

Aunado a esto, el aporte de los cuatro ríos también disminuyó aunque en mucha menor proporción.

El ingreso anual promedio de N total también disminuyó en comparación con las 581.7 t de N reportadas y al igual que con el P dicha disminución se dio sobre todo en los aportes de los drenajes que bajaron de 83.7 t de N anuales promedio de 2002 a 2005 a 31.5 t de N anuales promedio de 2005 a 2007, una disminución del 38 %.

La disminución en el aporte de nutrientes por los drenajes se debe principalmente a una disminución en el aporte del drenaje Tizates lo cual se puede atribuir a la construcción y mejor mantenimiento de un colector de aguas residuales que baja por el drenaje Tizates recogiendo las descargas domiciliarias de las viviendas aledañas para conducir las hacia la planta de tratamiento El Arco.

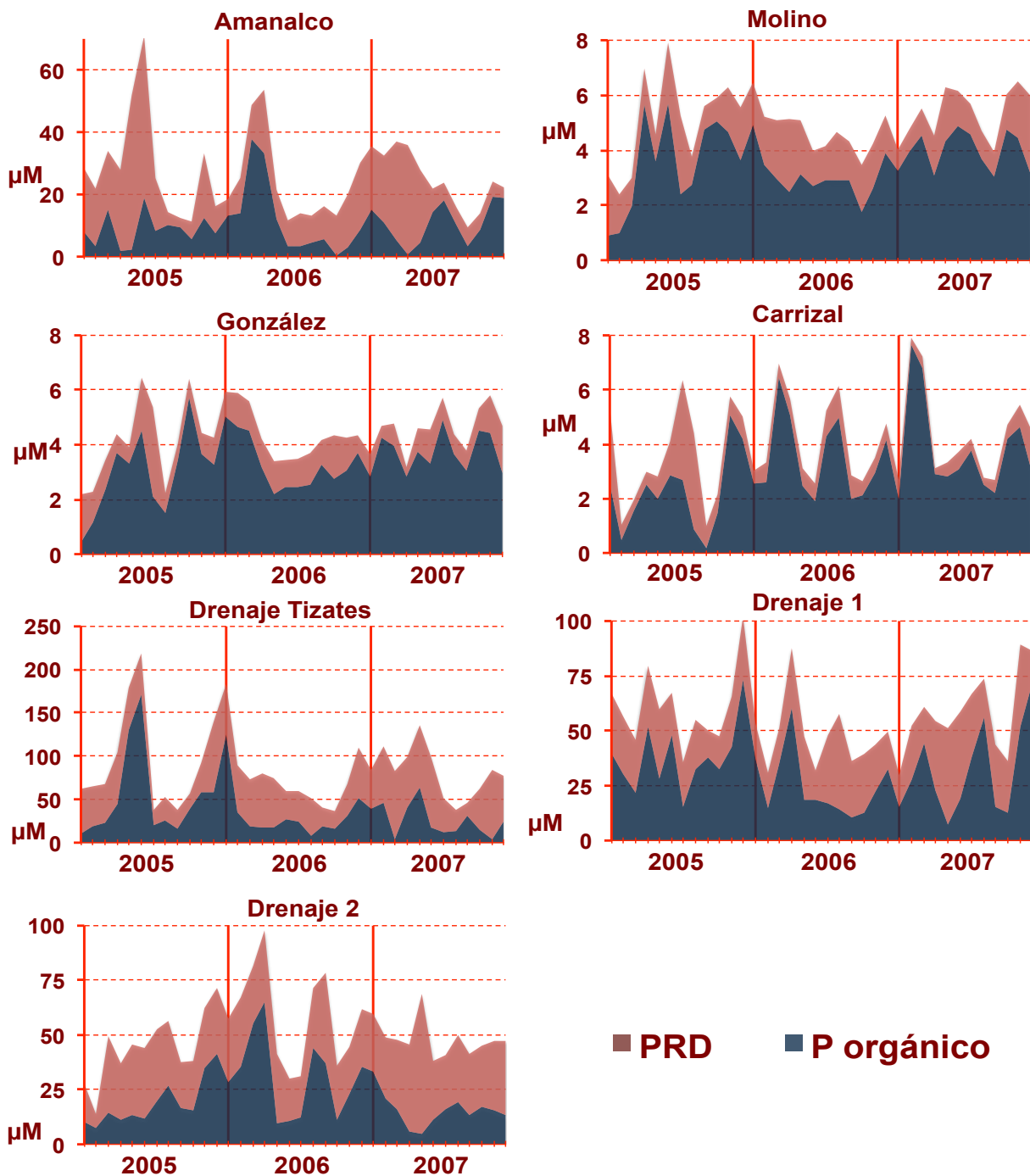
La concentración de N aportada por el río Amanalco aumentó en 112 % entre estos dos periodos, mientras que el aporte por los otros afluentes disminuyó considerablemente. Esto puede deberse a un aumento en el uso de fertilizantes para la agricultura en la cuenca de Amanalco y manifiesta la necesidad de un mayor control de los aportes de nutrientes en este río que, como ya se mencionó, aporta la mayor cantidad de nutrientes al embalse.

El aporte de nutrientes por las operaciones de inyección se mantuvo similar entre estos dos periodos.

### **5.3.1 Concentración total y especiación de P en los afluentes y drenajes**

Los flujos de agua arrastran PRD y P orgánico a su paso, parte de este P proviene de procesos naturales como la disolución o meteorización de las rocas, de la materia orgánica de la vegetación transportada con el paso del agua y la mayor cantidad proviene de los desechos de origen humano. Debido a que en los afluentes siempre hay mezcla de oxígeno y suficiente radiación solar, el PRD que transportan es transformado continuamente a P orgánico por procesos de fotosíntesis. Sin embargo, debido a que generalmente tiene un bajo tiempo de residencia en los afluentes, no todo el PRD alcanza a ser asimilado por los productores primarios.

Los muestreos en todos los afluentes se realizaron en una zona cercana a su desembocadura al embalse, por lo que se consideró que la proporción de especies medidas es la misma que llega al embalse.

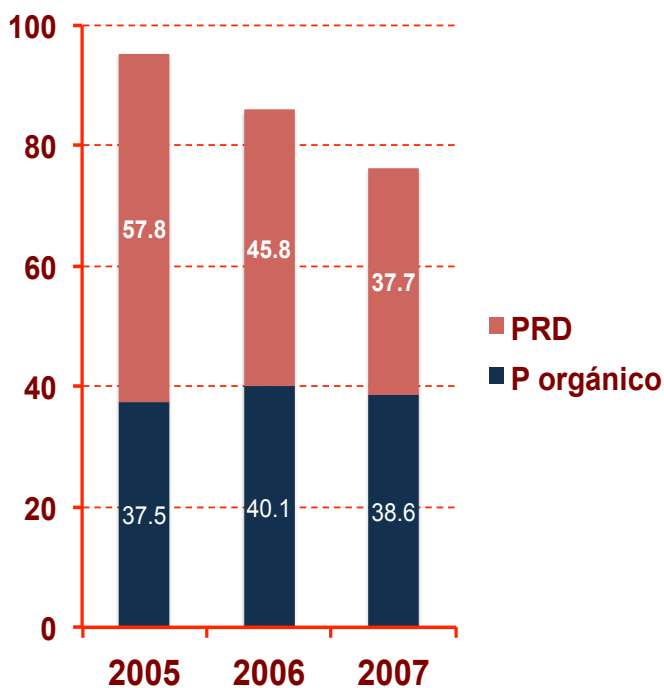


**Gráfica 12: Concentraciones mensuales de PRD y P orgánico en los afluentes y en los drenajes**

Como se observa en la gráfica 12, el drenaje Tizates es el afluente con mayores concentraciones de P. En este río, por lo general, la concentración de PRD fue mayor que la de P orgánico, con excepción de junio y diciembre de 2005 cuando hubo una concentración más alta de P orgánico. Debido a que estas muestras se tomaron después de que el agua pasó por la planta de tratamiento es posible asumir que parte de la materia orgánica fue separada del flujo y que los picos de concentración observados se deben a una cantidad de agua que no fue tratada por alguna razón en esas fechas.

Los drenajes 1 y 2 transportan las aguas residuales de la población del pueblo de VB y por eso presentan concentraciones altas de P. Debido a que las especies de P en los desechos pueden variar sin ninguna tendencia, resulta difícil explicar por qué la concentración de P total en el agua del drenaje 1 tiene una mayor proporción de P orgánico y en el agua del drenaje 2 una mayor proporción de PRD.

Contrario a los otros tres afluentes principales, las aguas del río Amanalco tuvieron en promedio una mayor concentración de PRD que de P orgánico. Esto pudo darse por la gran cantidad de fosfatos provenientes de los fertilizantes utilizados en la agricultura que no alcanzan a ser consumidos lo suficientemente rápido antes de que el afluente desemboque en el embalse. Por lo contrario, en los ríos Molino, González y Carrizal las cantidades de PRD que arrastran son tan bajas que la mayor parte alcanza a ser consumida por los productores primarios antes de llegar al embalse.



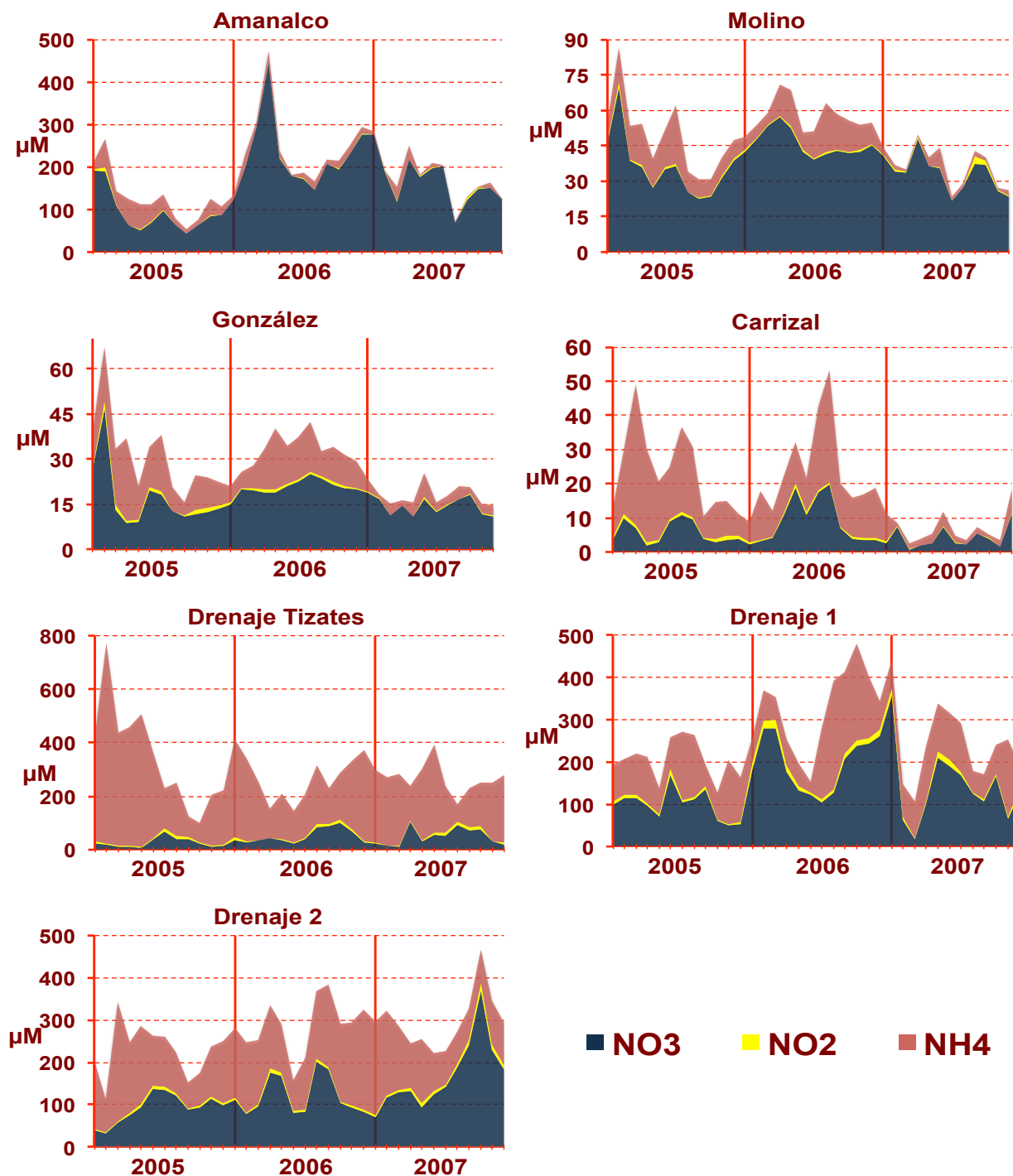
**Gráfica 13: Entrada anual de las especies de P (t) al embalse por los afluentes y drenajes**

Durante los tres años estudiados el aporte externo de P total al embalse se redujo progresivamente, los aportes de P orgánico se mantuvieron prácticamente constantes y lo que realmente disminuyó fue la cantidad de PRD transportado por los flujos de agua. Esto se dio principalmente por la disminución progresiva de la concentración de PRD en el río Amanalco, disminución atribuible a un menor arrastre de PRD debido a un menor uso de fosfatos en los fertilizantes.

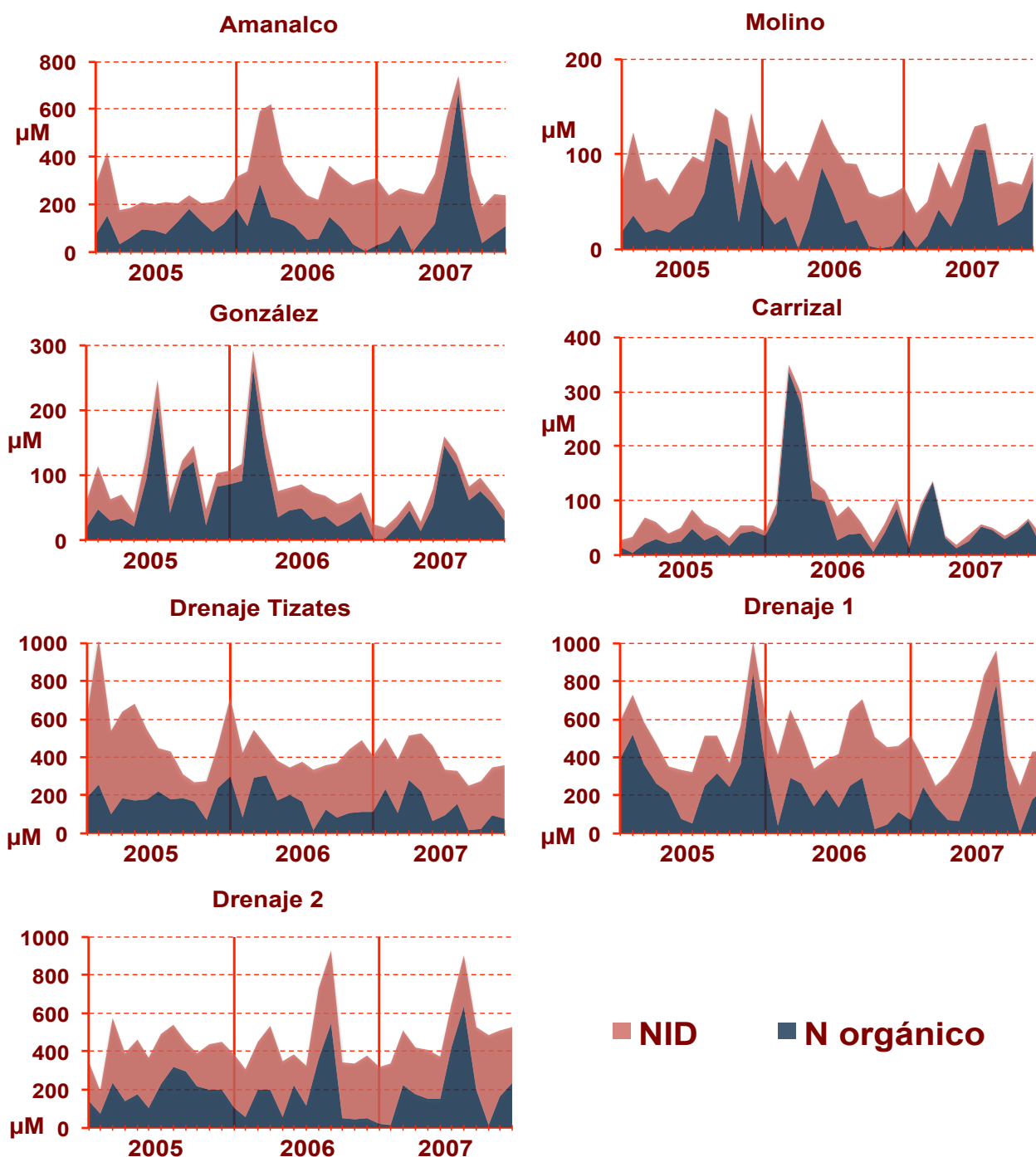
Adicionalmente, resulta interesante notar que en el 2005 y en el 2006 el P que ingresó al embalse lo hizo mayormente como PRD, lo cual no es algo común debido a que los productores primarios suelen

consumir rápidamente este elemento biolimitante, aun en los afluentes con mayores velocidades de flujo.

### 5.3.2 Concentración total y especiación de N en los afluentes y drenajes



**Gráfica 14: Concentraciones mensuales de las distintas especies de NID en los afluentes y en los drenajes**



**Gráfica 15: Concentraciones mensuales de NID y de N orgánico en los afluentes y en los drenajes**

Al igual que con el P, la proporción entre NID y N orgánico en los afluentes da una idea de cuánto tiempo ha sido transportado dicho elemento. Debido a los múltiples procesos biogeoquímicos en los que se encuentran involucradas las distintas especies de NID resulta importante estudiar también las variaciones de las fracciones inorgánicas.

La mayor parte de los afluentes presentan una concentración mayor de  $\text{NO}_3^-$  que de  $\text{NH}_4^+$  y una concentración despreciable de  $\text{NO}_2^-$ . Esto es lo que se esperaría en cualquier afluente donde las constantes

entradas de oxígeno permitan una tasa alta de nitrificación al oxidarse gran parte del  $\text{NH}_4^+$  transportado a  $\text{NO}_3^-$ . Al tratarse de una especie de transición entre la reducción y la oxidación del N, es de esperarse la baja concentración de  $\text{NO}_2^-$  en cualquier sistema (gráfica 14).

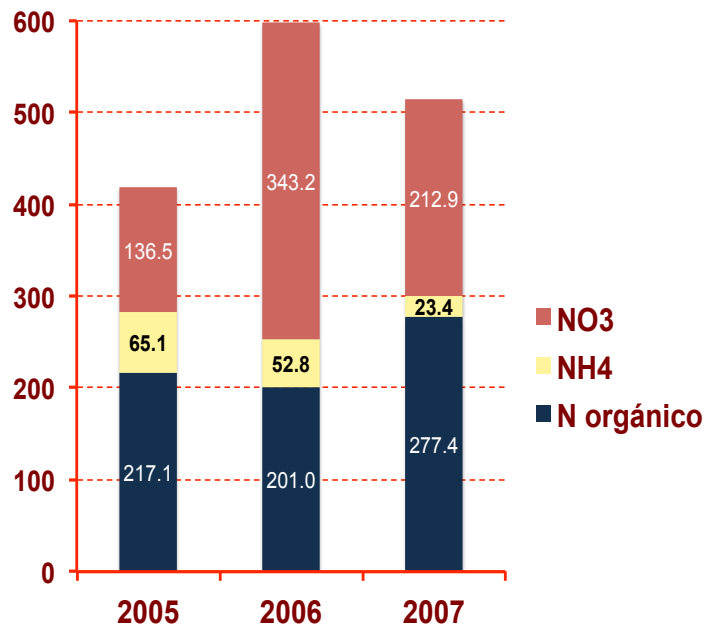
Sin embargo, en el drenaje Tizates la mayor parte del NID se mantuvo como  $\text{NH}_4^+$ . Este fenómeno probablemente se debió a que en este afluente el  $\text{NH}_4^+$  tiene un tiempo de residencia lo suficientemente corto para limitar la cantidad de N que se oxida antes de desembocar en el embalse.

Los cuatro afluentes tuvieron un promedio mayor de concentración de  $\text{NO}_3^-$  durante el 2006 que durante el 2005 y que durante el 2007. Este fenómeno resulta difícil de explicar ya que no existen razones para pensar que los cuatro afluentes sigan las mismas tendencias en cuanto a sus concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ . Es posible pensar en algún error en las mediciones analíticas de las muestras sin embargo resulta difícil de creer que se haya cometido un error sistemático en tantos muestreos distintos. Otra explicación es que pudo haberse llevado a cabo un incremento general en toda la cuenca de VB del NID utilizado en la agricultura, parte del cual fue arrastrado y oxidado en los afluentes.

En cuanto a las proporciones NID:N orgánico se observa que el río Amanalco, el drenaje Tizates y los dos drenajes del pueblo tuvieron en promedio una mayor concentración de NID que de N orgánico. Al igual que con el P esto pudo deberse a que las altas cantidades de NID transportadas por estos flujos de agua no alcanzaron a ser asimiladas por completo (gráfica 15).

Finalmente, en los afluentes de Amanalco, de Molino y de González se observaron picos de concentración de N que coincidieron aproximadamente con los periodos de lluvia, que es cuando se espera un mayor arrastre del N de los suelos. En el río Carrizal no se observó dicha tendencia y se puede suponer que se debió a que sus bajos flujos máximos registrados durante las temporadas de lluvia no fueron suficientes para producir un aumento importante en las concentraciones de N.

En el 2005 y en el 2007 el aporte total de N se comportó como se esperaba, con un mayor aporte de N orgánico, seguido por un aporte un poco más bajo de  $\text{NO}_3^-$  y un aporte mucho menor de  $\text{NH}_4^+$  (el aporte de  $\text{NO}_2^-$  se consideró insignificante). Sin embargo, en el 2006 el aporte de  $\text{NO}_3^-$  fue mucho mayor que el aporte de N orgánico, esto debido al fenómeno previamente mencionado (gráfica 16).



**Gráfica 16: Entrada anual de las especies de N (t) al embalse por los afluentes y drenajes**

## 5.4 Variaciones de P y de N en el embalse

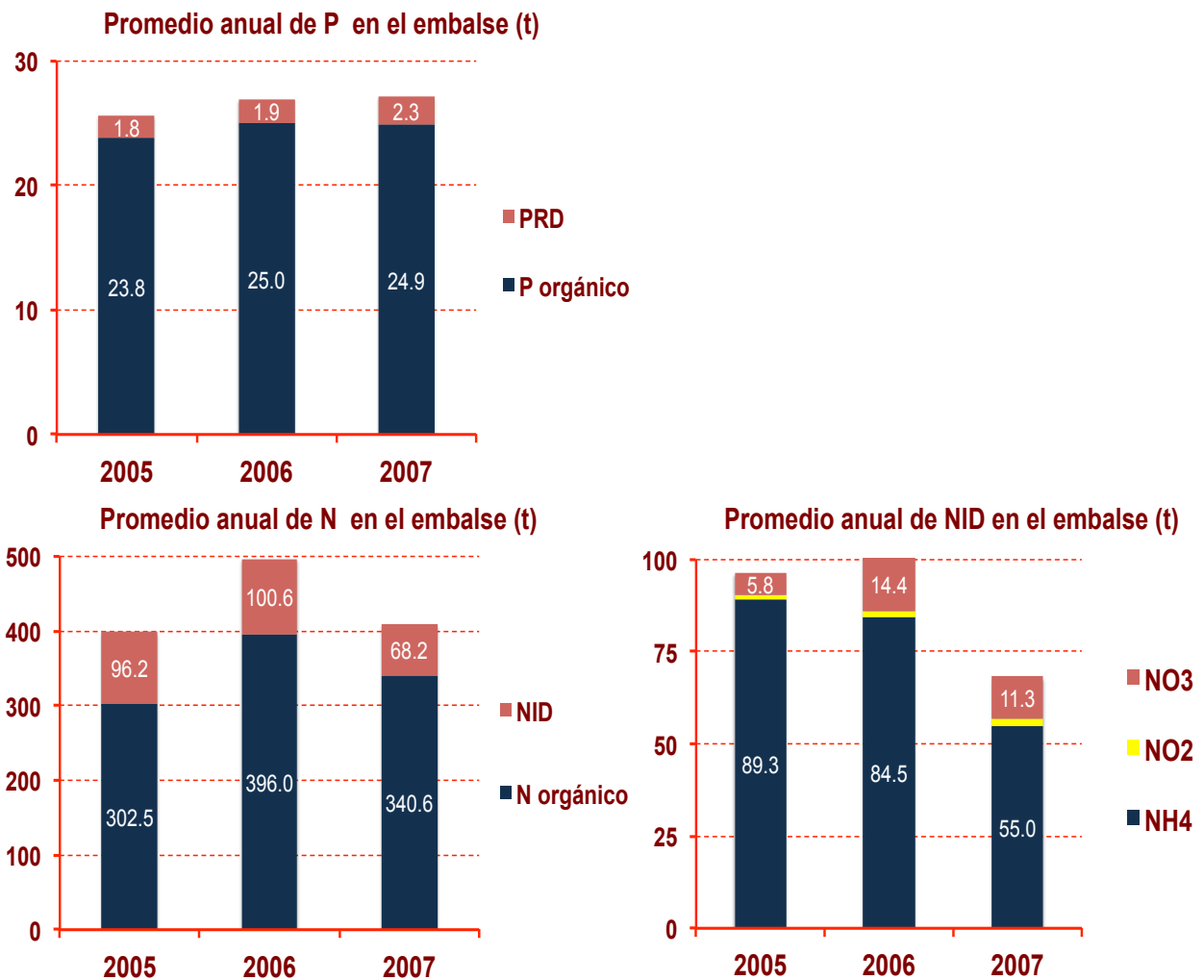
Una vez conocidos los flujos de entrada de las diferentes especies de N y de P es necesario estudiar como variaron sus concentraciones temporal y espacialmente dentro del embalse para poder inferir como afectaron dichas descargas al ecosistema.

### 5.4.1 variaciones anuales

Las toneladas promedio de P dentro del embalse fueron en continuo aumento durante los tres años de estudio (gráfica 17). El aumento de P acumulado en el embalse fue de 1.3 t de 2005 a 2006 y de 0.3 t de 2006 a 2007. El menor aumento registrado de 2006 a 2007 se debió sin duda a la disminución en las entradas de P.

De 2005 a 2006 dicho aumento se dio sobre todo en la fracción orgánica, lo cual significa que la tasa de consumo de PRD fue mayor que la tasa de remineralización durante el 2005. Contrariamente, se observa que de 2006 a 2007 el aumento se dio sobre todo en la cantidad de PRD mientras que la cantidad de P orgánico disminuyó un poco. Esto es otra evidencia de que la tasa de remineralización de materia orgánica fue mayor durante el 2006.





**Gráfica 17: Promedio anual de P, N y NID en el embalse**

La cantidad de P total promedio en el embalse durante el periodo de estudio fue de 26.6 t, lo cual representa una disminución de poco menos de una tonelada en comparación con las 27.4 t medidas por Ramírez-Zierold et al. (2010). Esto demuestra que la menor cantidad registrada en los aportes externos de P al embalse en el periodo 2005-2007 en comparación con la cantidad registrada en el periodo 2002-2005 si provocó una disminución en la cantidad de P acumulado en el embalse entre estos periodos. Esta reducción también pudo deberse en parte por la mayor extracción de agua realizada en 2005.

En cuanto al N, se observa que la cantidad de este elemento en el embalse siguió una tendencia similar a la observada en los aportes externos, con una cantidad máxima registrada en 2006 (gráfica 17). De esta observación se puede deducir que las variaciones de N en el sistema son más dependientes de los aportes externos que las variaciones de P.

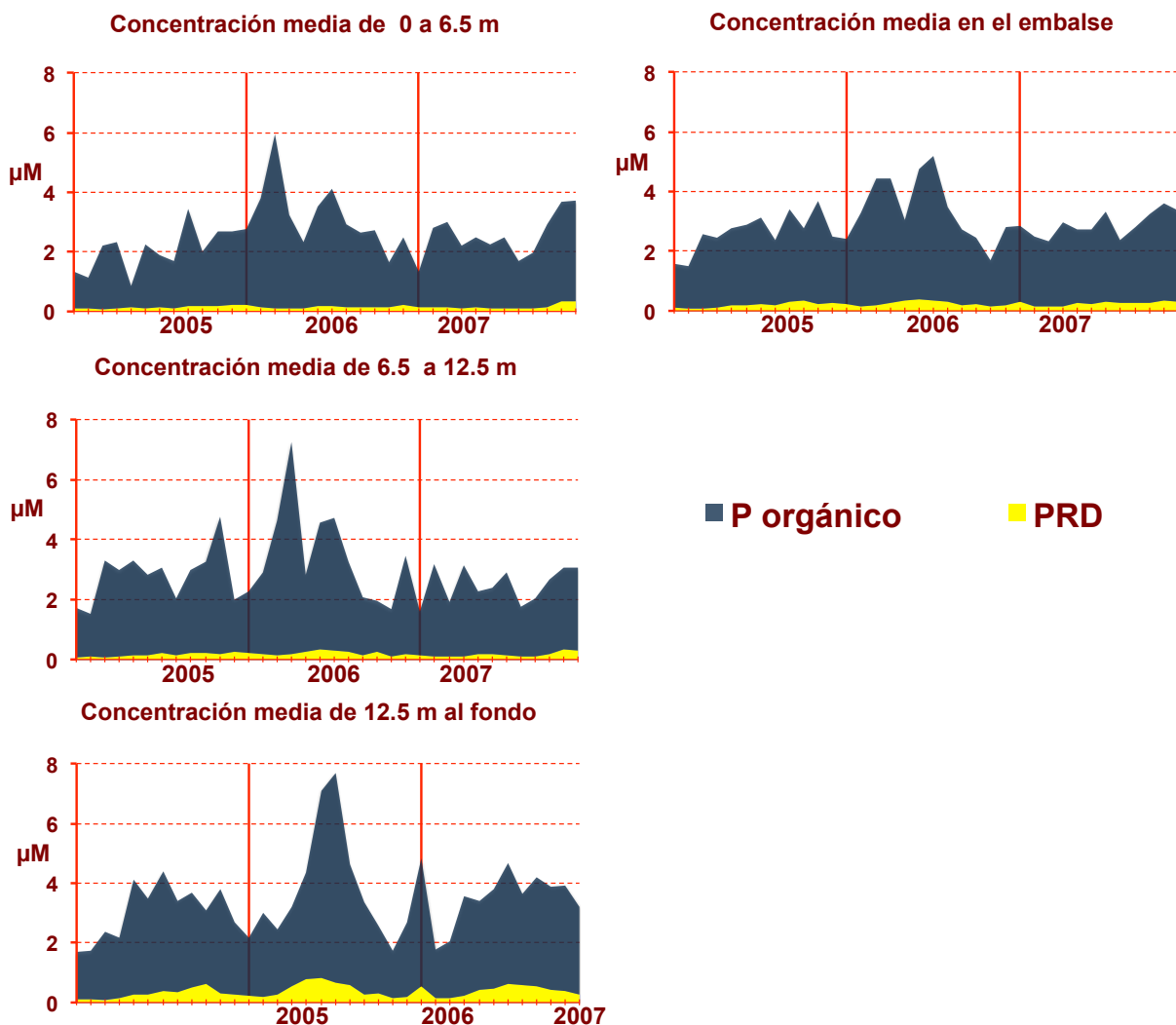
La mayor parte del N se encuentra como N orgánico y se observó que en el 2006, cuando se dio el ingreso anormalmente alto de  $\text{NO}_3^-$ , hubo un aumento importante en la cantidad de N orgánico y un

aumento menor en la cantidad de NID, es decir, que la mayor parte del  $\text{NO}_3^-$  que ingresó fue asimilado por los productores primarios.

Por otro lado, el importante aumento en la cantidad de  $\text{NO}_3^-$  en el embalse en 2006 y la disminución  $\text{NH}_4^+$  pudo deberse a una alta tasa de nitrificación. Adicionalmente, en 2007 se dio una disminución importante de  $\text{NH}_4^+$  posiblemente como consecuencia de un menor ingreso externo.

La cantidad promedio de N total en el embalse durante el periodo de estudio aumentó en comparación con los valores medidos por Ramírez-Zierold et al. (2010), al pasar de un promedio de 375 t al año en el periodo de 2002 a 2005 a un promedio de 434.7 t al año en el periodo de 2005-2007. Debido a las disminuciones registradas entre estos dos periodos en los aportes de N externo al embalse, el aumento en la cantidad de N nos indica que éste se está acumulando en el embalse debido a un flujo mayor de entrada de N que de salida.

### 5.4.2 Variaciones temporales y espaciales de P



Gráfica 18: Concentración media de P orgánico y de PRD

Como se observa en la gráfica 18 la concentración de PRD y de P orgánico varía dependiendo del estrato de agua en el que se mida. Las concentraciones medias de P orgánico y de PRD durante el periodo de estudio fueron 2.7 y 0.23  $\mu\text{M}$  respectivamente en todo el embalse, de 2.4 y 0.15  $\mu\text{M}$  en las aguas superficiales, de 2.7 y 0.19  $\mu\text{M}$  en la zona intermedia y de 3.1 y 0.37  $\mu\text{M}$  en las aguas profundas.

Se sabe que el PRD en la superficie es asimilado velozmente, por lo que sus concentraciones son muy bajas. A medida que aumenta la profundidad las concentraciones de PRD aumentan por hundimiento y acumulación del P que no fue utilizado. Aunado a esto, en las aguas profundas los procesos de remineralización del P orgánico también aumentan las concentraciones de PRD.

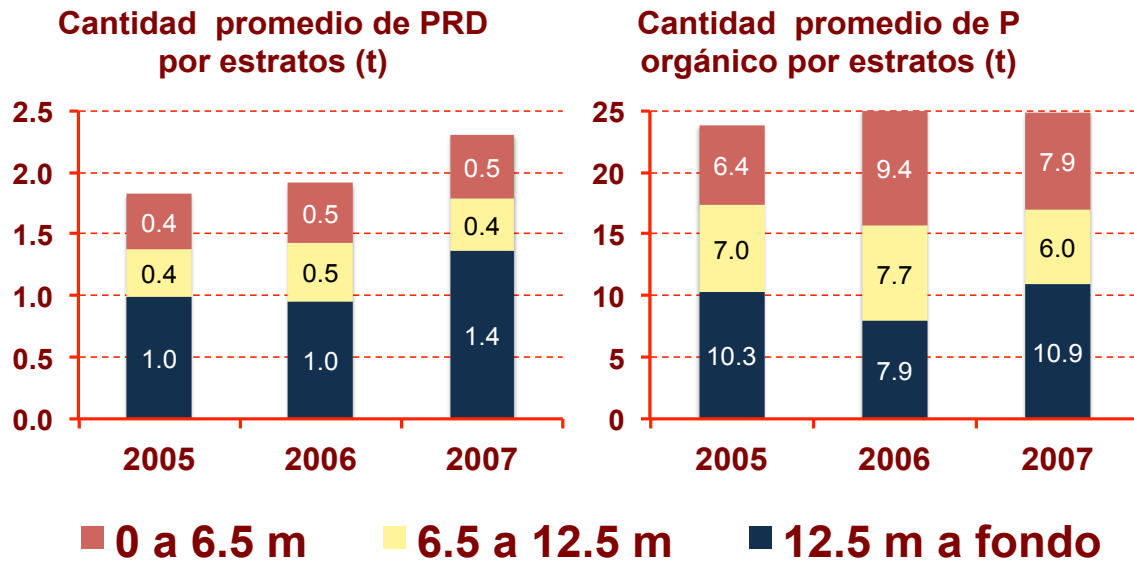
Los máximos de concentración de P orgánico en las tres capas se dieron, por lo general, durante los periodos de estratificación, mientras que durante la mezcla las concentraciones de P bajaron para luego volver a aumentar en la siguiente estratificación.

Resulta interesante notar que el máximo de concentraciones de P se registró durante la estratificación del 2006 en las tres capas, lo que coincide con el mínimo de OD registrado durante el mismo periodo. Esto fortalece la hipótesis de una mayor remineralización de la materia orgánica sedimentada en el fondo del embalse.

Por otro lado, las toneladas anuales de PRD en los diferentes estratos del embalse confirman que la mayor parte de éste se acumula en las aguas profundas (gráfica 19). Las cantidades de PRD de 0 a 12.5m de profundidad se mantuvieron prácticamente constantes de 2005 a 2007, sin embargo, hubo un aumento en la cantidad de PRD en las aguas más profundas durante el 2007. Considerando que la entrada de P externo fue menor durante este año, la única explicación es una menor sedimentación neta de PRD, producto de una menor tasa de adsorción o de una mayor tasa remineralización desde los sedimentos o, más probablemente, de una combinación de ambos casos.

El P orgánico tuvo un aumento considerable de 2005 a 2006, posiblemente debido a la gran cantidad de P liberado en 2006.

Durante el 2006 se midió en las aguas profundas una cantidad media de P orgánico menor que en 2005 y que en 2007, lo cual es el comportamiento esperado considerando una mayor remineralización de P orgánico desde los sedimentos en 2006. Esto también pudo deberse a una distribución del P más homogénea en la columna de agua, que aportó mayores cantidades de P orgánico a las aguas menos profundas que en los otros dos años. Esta distribución puede atribuirse a la mejor mezcla de agua que hubo aparentemente en 2006, debido a la disminución en el nivel de la presa.

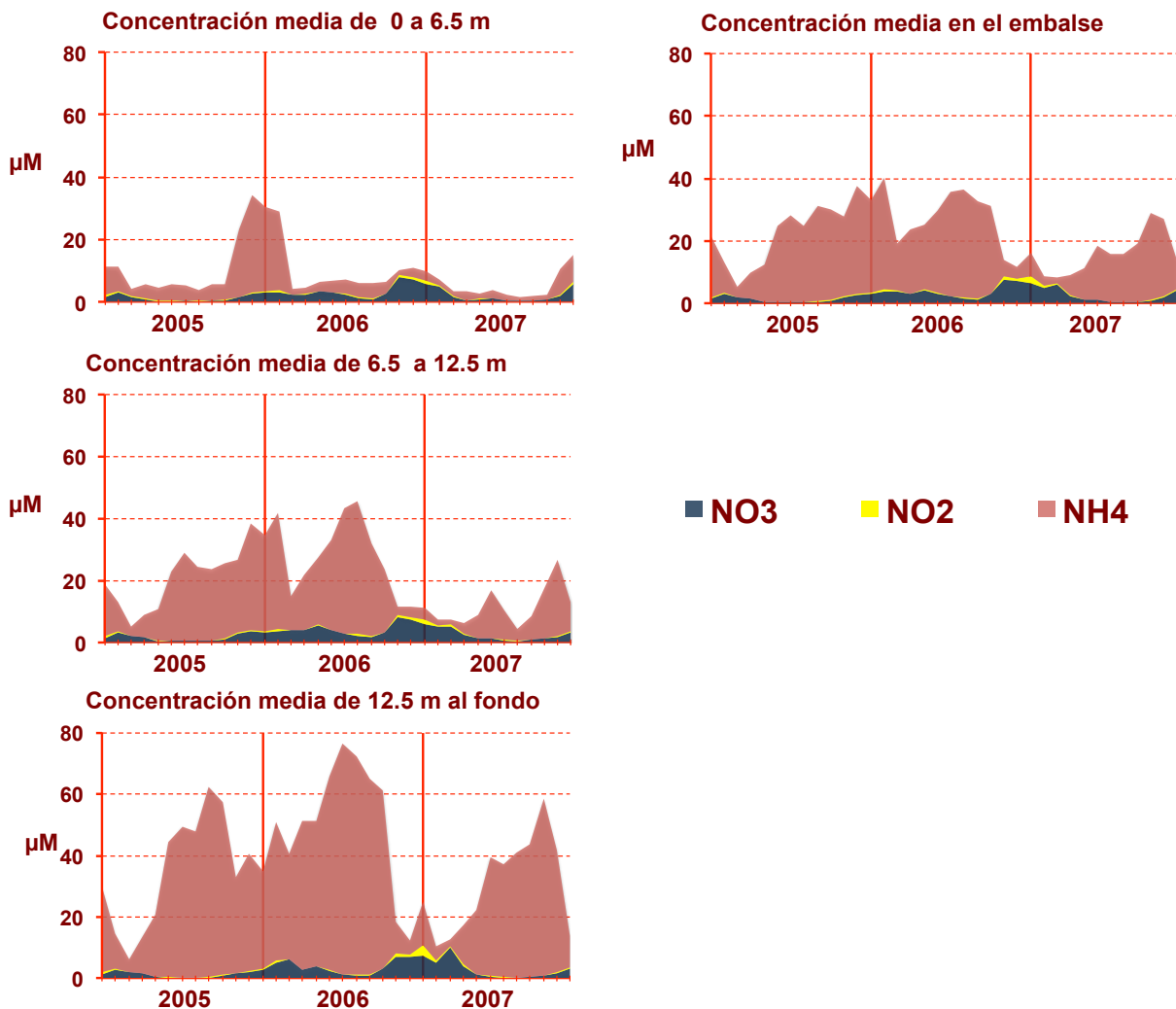


**Gráfica 19: Cantidad promedio de PRD y de P orgánico por estratos**

### 5.4.3 variaciones temporales y espaciales de N

El NID presenta una concentración mínima en las aguas superficiales donde es rápidamente asimilado y un máximo ubicado en la región profunda del embalse como consecuencia de la remineralización de la materia orgánica.

Como se puede ver claramente en la gráfica 20, el  $\text{NH}_4^+$  es la especie dominante de NID en todos los estratos del embalse. Considerando que la mayor parte del NID aportado por los flujos externos lo hizo como  $\text{NO}_3^-$ , esto indica que la tasa de nitrificación de  $\text{NH}_4^+$  es bastante más baja que la tasa de consumo de  $\text{NO}_3^-$ .



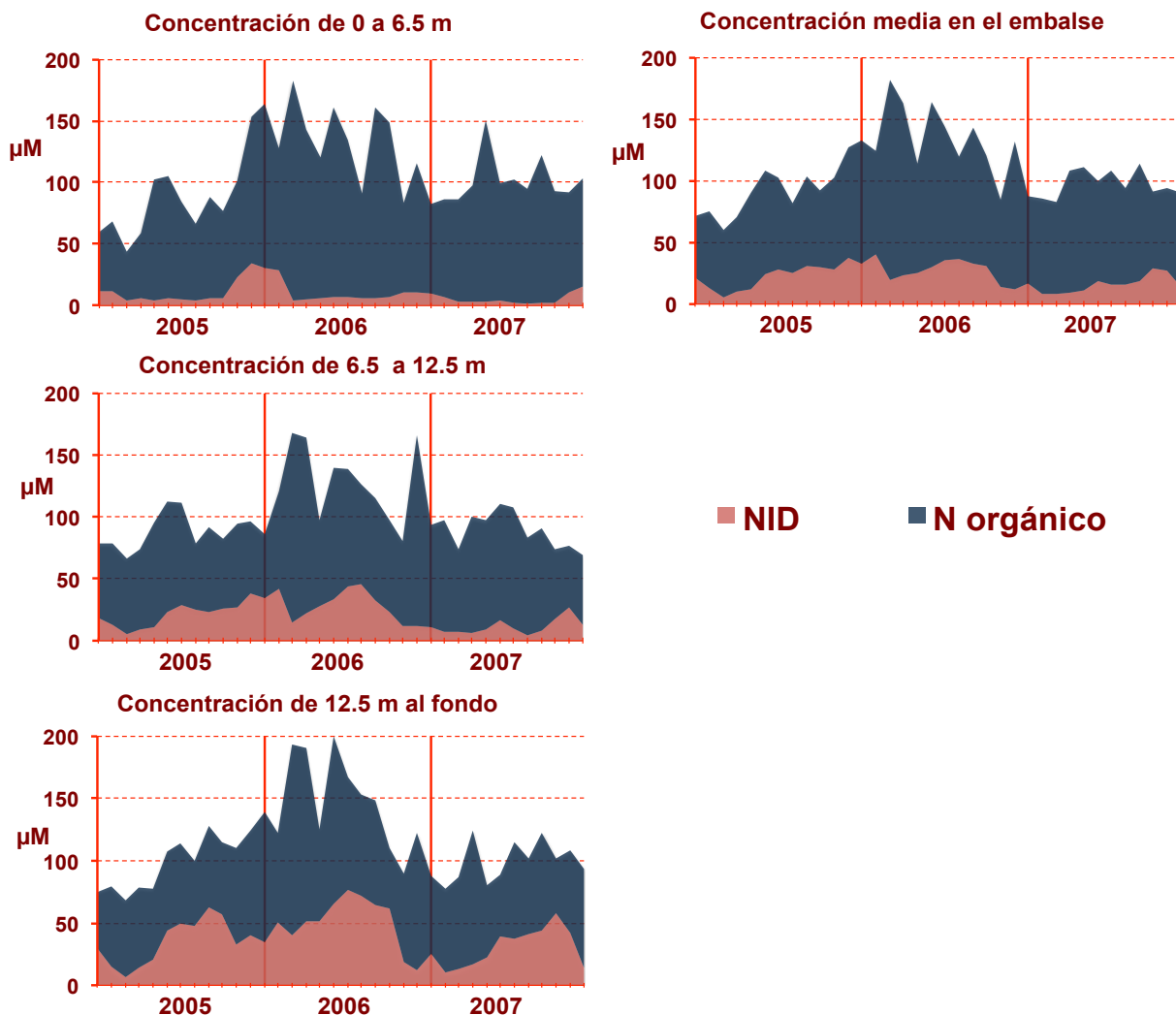
**Gráfica 20: Concentración media de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ , y  $\text{NO}_3^-$**

En las aguas superficiales la concentración de NID es máxima durante los periodos de mezcla, producto del aporte de N desde el fondo. Durante la mezcla de 2005 a 2006 hubo una concentración anormalmente alta de  $\text{NH}_4^+$  en la superficie que no se dio en los otros estratos y que no parece haber sido provocado por los aportes externos. Este fenómeno podría ser resultado de una alta tasa de remineralización de materia orgánica o de amonificación de  $\text{NO}_3^-$  y a una baja tasa de consumo de  $\text{NH}_4^+$  durante ese periodo.

En las aguas profundas la concentración de  $\text{NH}_4^+$  es máxima durante los periodos de estratificación y mínima durante la mezcla. Esto se debe a que el  $\text{NH}_4^+$  producido por la remineralización de la materia orgánica que se hunde al fondo del embalse se acumula en el hipolimnion durante los periodos de estratificación donde no puede ser asimilado debido a la poca cantidad de OD. Simultáneamente, el  $\text{NO}_3^-$  producido por los mismos procesos de remineralización en el hipolimnion, es utilizado como agente oxidante en ausencia de oxígeno en los procesos de desnitrificación, por lo que su concentración es mínima durante la estratificación. Al llegar el invierno los procesos de mezcla transportan el NID acumulado a la

superficie donde es consumido rápidamente. La concentración de  $\text{NH}_4^+$  disminuyó en 2007 probablemente debido a la disminución de los aportes externos de N.

Durante la mezcla de 2006 a 2007 hubo un máximo de  $\text{NO}_3^-$  en todo el embalse que pudo estar asociado a una importante remineralización de N orgánico.



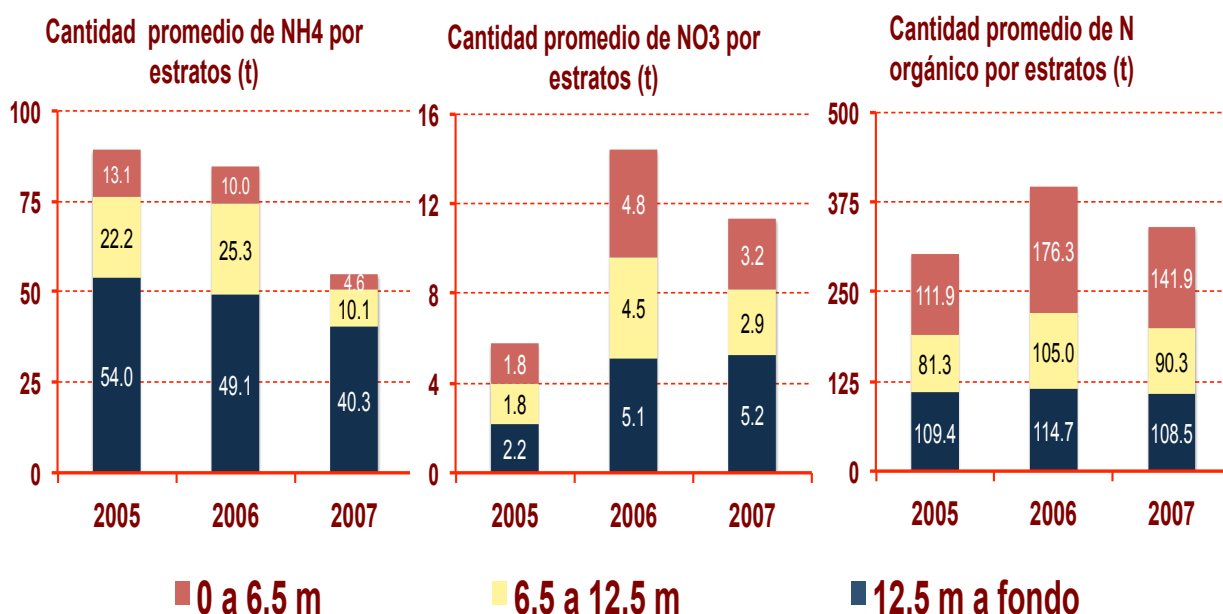
**Gráfica 21: Concentración media de NID y de N orgánico**

Por otro lado, la tendencia del N total fue similar a la mostrada por el P total (gráfica 21). La mayor parte del N en el embalse se encuentra como N orgánico, sin embargo, la proporción NID:N orgánico aumenta conforme se desciende en el embalse producto del mayor consumo de NID en las aguas superficiales.

Las concentraciones máximas de N en las tres capas se dieron durante la estratificación de 2006, mismo periodo en que se dieron las concentraciones máximas de P. Dicho aumento también pudo estar relacionado con una mayor liberación de N desde los sedimentos, aunque, contrariamente a lo sucedido con el P, en 2006 sí hubo un mayor ingreso externo de N que pudo causar el aumento en las concentraciones.

El N orgánico tuvo una concentración generalmente mayor en la superficie que en el fondo. Esto puede suceder si la materia orgánica producida en la superficie no se hunde y se mantiene en ese estrato o si la materia orgánica que llega al fondo es velozmente remineralizada.

Finalmente, las cantidades promedio anuales de las principales especies de N permiten corroborar que la cantidad de  $\text{NH}_4^+$  tuvo un descenso importante en 2007, producto de su menor ingreso externo. Adicionalmente, el  $\text{NO}_3^-$  tuvo una distribución prácticamente homogénea en el embalse, lo cual pudo ser producto de su alto consumo por asimilación en las aguas superficiales y a su igualmente alto consumo por desnitrificación en las aguas profundas. Por otro lado, la falta de acumulación de N orgánico en el fondo indica que la tasa de remineralización en el fondo excede a la tasa de hundimiento de N orgánico desde la superficie (gráfica 22).



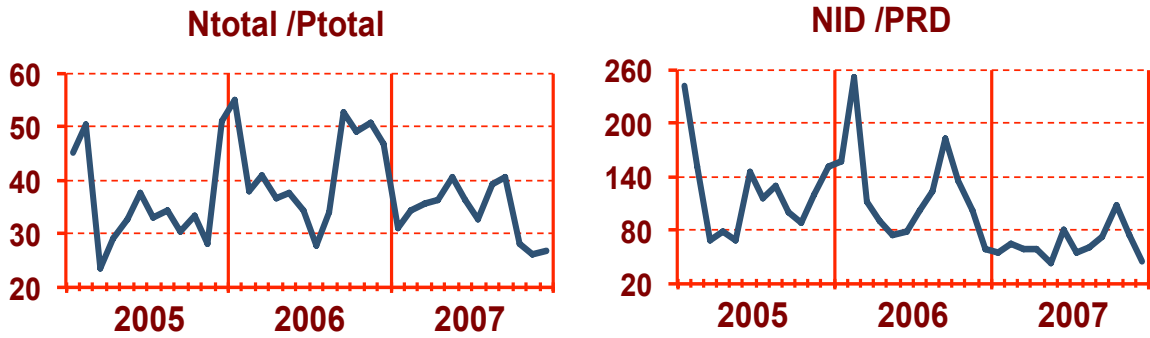
**Gráfica 22: Cantidad promedio de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y N orgánico en el embalse**

#### 5.4.4 Proporción N : P

La razón molar N total: P total se mantuvo siempre por encima de 20. Los valores máximos se dieron en invierno debido a las bajas concentraciones de P por su mayor sedimentación. Durante los periodos de estratificación la razón molar desciende por la liberación de P desde los sedimentos (gráfica 23).

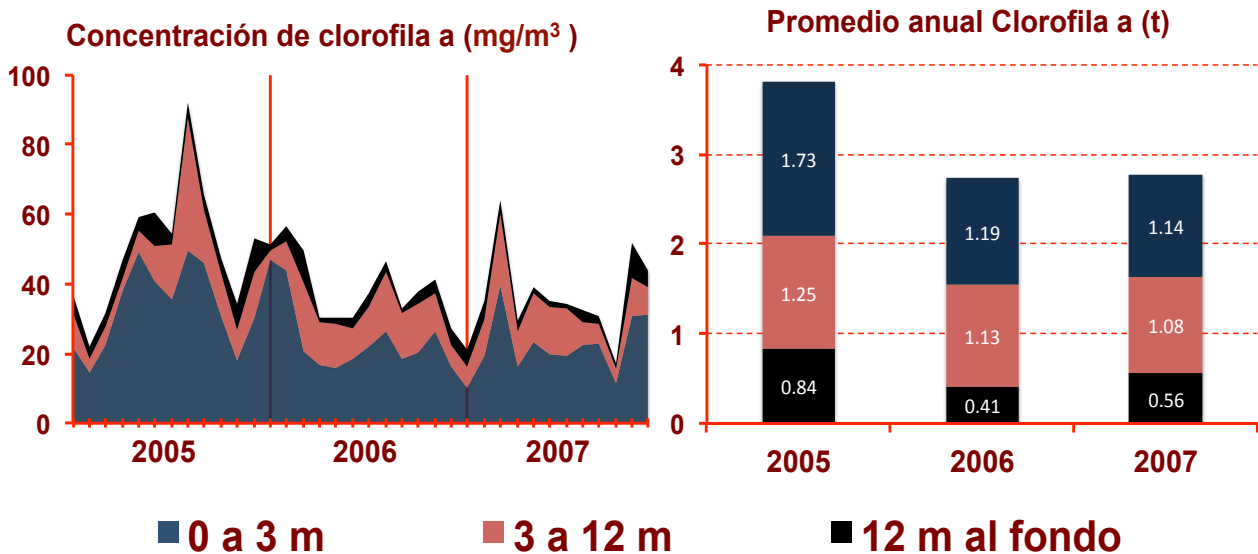
La razón molar NID:PRD también se mantuvo por encima de 20 y los altos valores que alcanza (mayores a 100) son evidencia de que el P biodisponible es el elemento biolimitante durante la reacción de

fotosíntesis. Sin embargo, si se considera que la concentración límite para que se presente deficiencia de P sugerida por Reynolds (1998) es de  $0.1 \mu\text{M}$  se concluye que VB no presentó deficiencia de este elemento en ningún momento. Esto confirma la conclusión a la que llegó Valdespino (2008) de que en VB la productividad primaria no se encuentra limitada por el P, sino principalmente por la herbivoría.



**Gráfica 23: Proporción N total: P total y NID:PRD**

## 5.5 Clorofila a



**Gráfica 24: Variaciones de clorofila a**

En la gráfica 24 se observa una tendencia de disminución en la cantidad de clorofila a en las aguas superficiales que puede estar vinculada con la disminución general de los flujos de P externo, observada entre 2005 y 2007.

La concentración de clorofila a en las aguas superficiales tuvo un pico máximo entre julio y agosto de 2005, el cual se puede asociar a un florecimiento superficial fitoplanctónico. Probablemente se trató de un florecimiento de cianobacterias, al darse en pleno periodo de

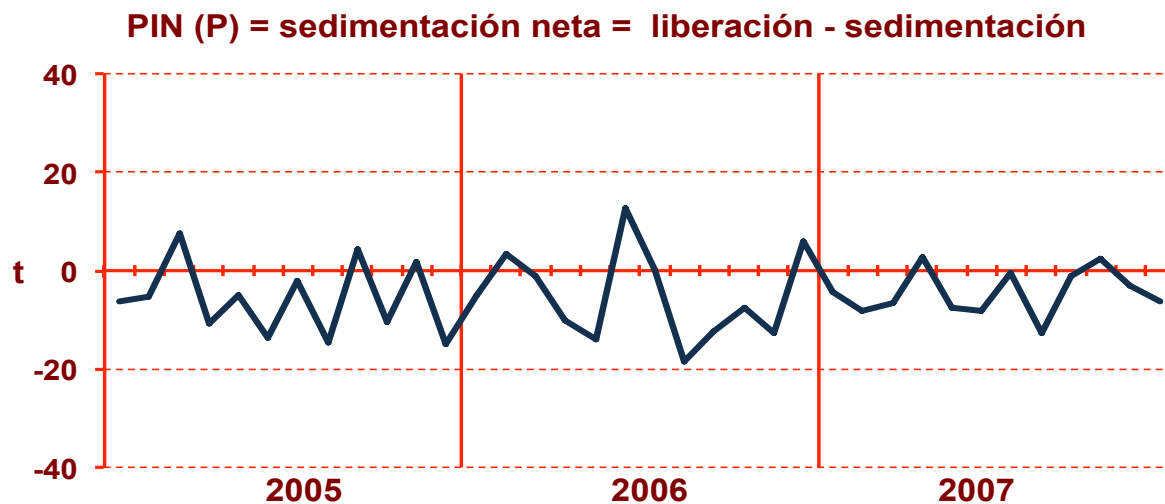


estratificación. Los picos de máxima concentración que se dieron en 2006 y en 2007 fueron mucho menores al del 2005, además se dieron a inicios y a finales de la estratificación lo cual permite suponer que no se trataron de florecimientos de cianobacterias y que si hubo esta clase de florecimientos en 2006 y en 2007 fueron mucho menos importantes que en 2005.

Sin embargo, se observa un ligero aumento en la cantidad total de clorofila a en el embalse de 2006 a 2007, que se dio sobre todo en las aguas profundas, que puede estar asociado al aumento de la concentración de PRD durante ese periodo.

## 5.6 Balance de P y N

La estimación de los procesos internos netos (PIN), derivados de los respectivos balances de masas (Tabla 2) de P y N, muestran flujos medios negativos (-60.7 t de P al año y -257.2 t de N al año), lo que indica que el embalse actúa como sumidero para ambos nutrientes.



**Gráfica 25: Procesos internos netos de P (PIN (P))**

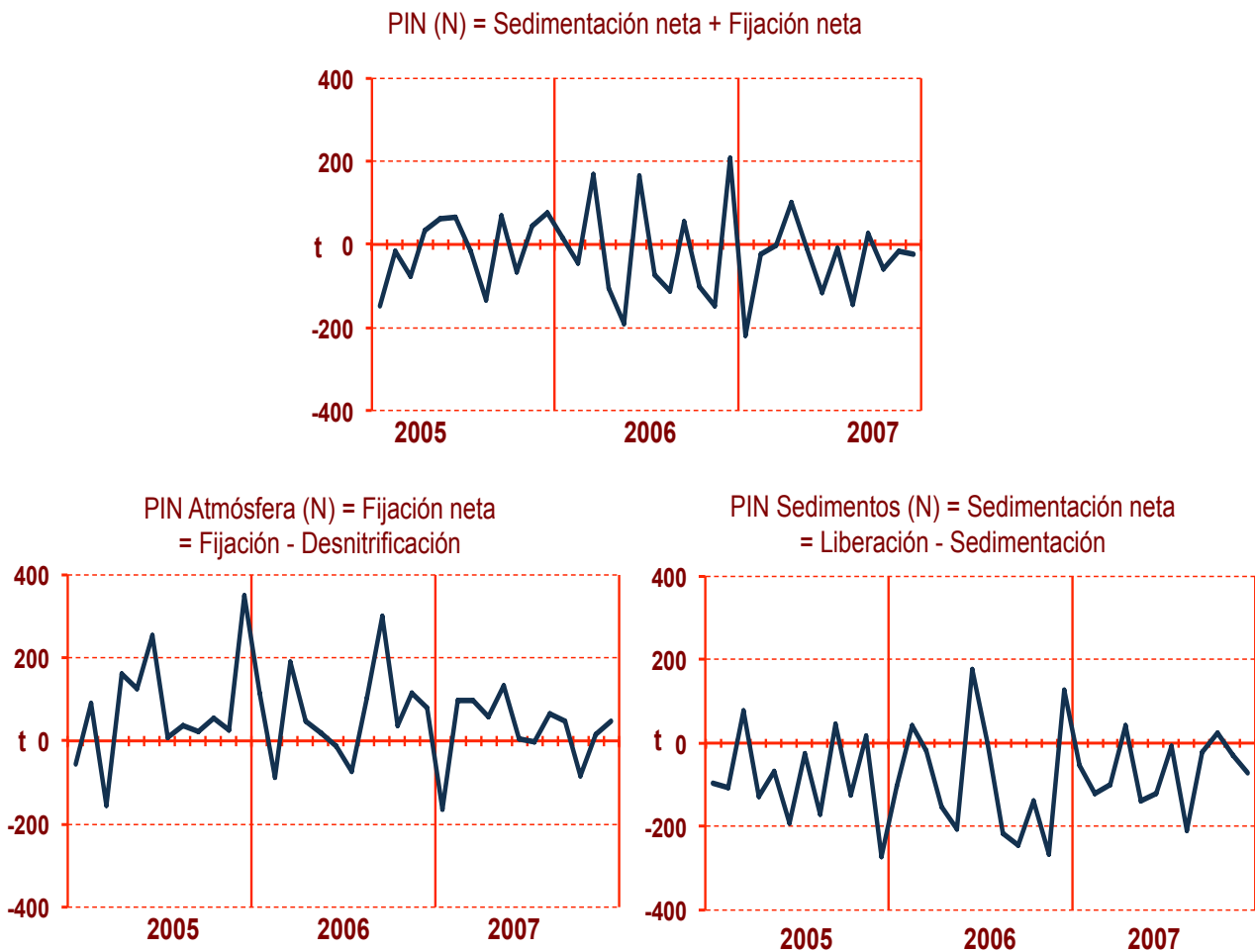
Para el P, PIN (P) solo considera la sedimentación neta, por lo que el valor obtenido indica que de enero de 2005 a diciembre de 2007 el 70 % del flujo externo de P que ingresó a VB fue incorporado en los sedimentos del embalse. Este valor representa una disminución en la sedimentación neta, en comparación con el valor obtenido con el mismo método por Ramírez-Zierold et al. (2010) de 85 % de 2002 a 2005.

En la mayoría de los meses estudiados los valores de PIN (P) fueron negativos lo cual indica que la mayor parte del tiempo la sedimentación de P excedió a su liberación. En promedio, durante los meses de estratificación la sedimentación neta fue menor que durante

los meses de mezcla, lo cual es congruente con la teoría de que existe una mayor liberación de P en los periodos de estratificación.

Sobre todo resalta el valor máximo de PIN que se dio en plena estratificación de 2006, el cual confirma las observaciones previamente realizadas de que se llevó a cabo una liberación anormalmente alta de P durante ese periodo (gráfica 25).

Anualmente, las entradas de P externo disminuyeron, las salidas se mantuvieron prácticamente constantes y la sedimentación neta disminuyó (gráfica 27). Es decir que la disminución de las entradas externas de P provocó una menor tasa de sedimentación y una mayor tasa de liberación del P acumulado en los sedimentos al sistema. De esta observación es posible suponer de seguir disminuyendo las entradas de P al embalse el P sedimentado se liberara gradualmente y ,eventualmente, la cantidad de P acumulado en el embalse comenzara a disminuir al salir de la presa por las extracciones de agua.



**Gráfica 26: Procesos internos netos de N (PIN (N))**

En cuanto al N, las variaciones mensuales de PIN(N) muestran alternancia entre valores positivos y negativos (gráfica 26), que indican una variabilidad importante en los procesos internos dominantes de intercambio de N con los sedimentos y con la

atmósfera. Sin embargo, una vez tomada en cuenta la sedimentación neta de N, se observa que la fijación excede a la desnitrificación en el embalse la mayor parte del tiempo.

Los meses de máxima fijación neta coincidieron en gran medida con los meses de máxima concentración de clorofila a en la superficie, lo que era el comportamiento esperado.

La fijación neta aportó en promedio 691.8 toneladas anuales de N al embalse. En comparación con las 1128.1 toneladas anuales de fijación reportadas para el periodo 2002-2005, hubo una disminución importante en la tasa de fijación que corrobora la hipótesis de una disminución en la cantidad de cianobacterias. Esta disminución parece estar vinculada a la disminución en las entradas de P, ya que al haber menos P biodisponible las cianobacterias pierden su ventaja biológica, provocando una menor dominancia de esta especie y, por lo tanto, una menor tasa de fijación de N<sub>2</sub>.

Sin embargo, esta tasa de fijación sigue estando muy por encima de la tasa de fijación máxima reportado por Howart et al. (1988) de aproximadamente 200 toneladas al año para un lago eutrofizado de las dimensiones del embalse de VB. Es decir, que la cantidad de cianobacterias en el embalse siguió siendo muy elevada aunque la fijación de N<sub>2</sub> disminuyó anualmente, especialmente en el 2007 cuando la tasa de fijación fue más cercana a la tasa reportada (gráfica 27).

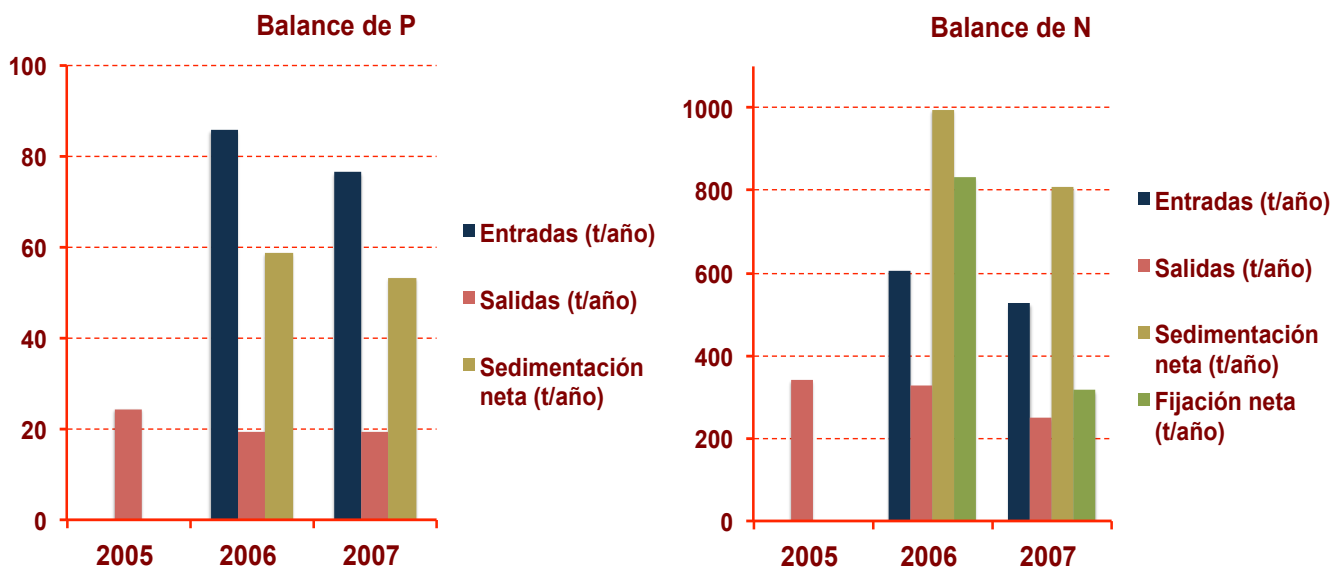
Durante el periodo de estudio hubo un ingreso anual promedio, tanto por los flujos externos, como por fijación de N<sub>2</sub>, de 1214 toneladas de N. De esta entrada externa, 949 toneladas (78 %) fueron incorporadas anualmente a los sedimentos del embalse.

Al igual que la sedimentación neta de P, la sedimentación neta de N se redujo anualmente, principalmente en 2007, debido a la disminución en el ingreso externo de N provocada principalmente por la disminución de la tasa de fijación de N<sub>2</sub>.

	P total		N total	
	toneladas anuales	% de aporte	toneladas anuales	% de aporte
<b>Masa en el embalse</b>	<b>266</b>		<b>435</b>	
<b>Cambio de masa</b>	<b>+4.3</b>		<b>-40.6</b>	
<b>Entradas totales</b>	<b>86</b>	<i>100%</i>	<b>522.3</b>	<i>100%</i>
<b>Amanalco</b>	64.1	74.4%	383.7	73.5%
<b>Molino</b>	7.4	8.7%	61.4	11.6%
<b>González</b>	1.7	1.9%	15.8	3.0%
<b>Carrizal</b>	1.0	1.1%	6.5	1.2%
<b>Drenaje</b>	10.4	12.0%	31.5	6.0%
<b>Inyección</b>	1.4	1.6%	14.2	2.7%
<b>Deposición atmosférica</b>	0.3	0.3%	9.2	1.8%
<b>Salidas totales</b>	<b>21.1</b>		<b>305.6</b>	
<b>Sedimentación neta</b>	<b>-60.7</b>		<b>-949</b>	
<b>Fijación neta</b>			<b>691.8</b>	

La deposición atmosférica se calculó usando las tasas de Campo et al. 2001 (0.16 kg P total/ ha/ año) y Fenn et al. 1999 (5.5 kg N total/ ha/ año)

**Tabla 2: Componentes del balance de P y N en la presa de Valle de Bravo de enero de 2005 a diciembre de 2007**



**Gráfica 27: Balances de P y de N**

## 6. Conclusiones

- La disminución en el nivel de la presa que se dio a partir del 2005 se debió principalmente a una mayor extracción de agua durante ese año.
- Existe evidencia de que se llevó a cabo una mejor mezcla de la columna de agua durante la estratificación de 2006 en comparación con la observada en 2005 y en 2007. Esto pudo deberse al nivel mínimo que tuvo la presa en 2006.
- Los flujos de entrada de N y P a través de los principales afluentes presentaron importantes variaciones temporales causadas principalmente por el descontrol en los aportes de la agricultura. El río Amanalco fue el mayor flujo de ingreso de N y P al embalse, al representar más del 70 % de las entradas de estos nutrientes.
- Los aportes de N y P por los afluentes y drenajes de enero 2005 a diciembre de 2007 disminuyeron en poco más del 12 % y del 20 % respectivamente, en comparación con los aportes medios en el periodo 2002-2005. Esta disminución se dio principalmente por un mayor control en los aportes de los drenajes.
- La mayor parte del N y P en el embalse se encuentra como materia orgánica.
- Al disminuir las entradas externas de nutrientes al embalse, la sedimentación disminuyó y la liberación de nutrientes desde los sedimentos aumentó.
- El menor ingreso externo de P provocó una menor sedimentación neta y existe evidencia de una liberación importante de P desde los sedimentos en 2006.
- La sedimentación neta de P y de N disminuyó anualmente durante el periodo 2005-2007 y ésta se redujo en 41 % para el P y en 31 % para el N en comparación con la sedimentación neta calculada en 2002-2005.
- Aun cuando la sedimentación neta disminuyó en comparación con la reportada en el periodo 2002-2005, en 2005-2007 el 70 % de las entradas externas de P total y el 78 % de las entradas externas de N total se incorporaron a los sedimentos.

- Las variaciones de clorofila *a* indican una disminución en las cantidades de florecimientos fitoplanctónicos posiblemente provocados por la disminución en los ingresos externos de P.
- La disminución en los florecimientos, y posiblemente también la reducción del nivel del embalse y la mayor mezcla resultante, provocó una menor fijación neta de N<sub>2</sub>, la cual pasó de 1128.1 toneladas anuales en 2002-2005 a 691.8 toneladas anuales en 2005-2007.

## **Recomendaciones**

Es importante continuar con el tratamiento de las aguas de los drenajes ya que esto ha permitido una fuerte reducción en las descargas de N y P al embalse. La disminución en los aportes externos ha provocado una disminución en la sedimentación neta de nutrientes, consecuentemente la cantidad interna de nutrientes en el embalse se ha mantenido prácticamente constante. Sin embargo, es de esperarse que si la reducción en las descargas de nutrientes continúa la cantidad de nutrientes acumulados en el embalse también irá disminuyendo progresivamente.

Debido a que el río Amanalco es el mayor flujo de ingreso de N y de P al embalse, una forma de conseguir una reducción mucho más significativa en los ingresos de nutrientes al embalse sería desviar el flujo del río Amanalco a una planta de tratamiento. Las plantas de tratamiento de lodo simple han resultado ser muy eficientes para estos casos (Wang et al. 2009). Aunado a esto, también sería necesario monitorear y regular el uso de fertilizantes y otras fuentes de nutrientes, principalmente en la sub-cuenca del río Amanalco.

Con dicha reducción de nutrientes y, quizás, manteniendo el nivel de la presa en un 70 % de su capacidad máxima para favorecer los procesos de mezcla, podríamos esperar una reducción significativa de florecimientos de cianobacterias y otras especies fitoplanctónicas con lo cual aumentaría la calidad del agua de la presa de VB.

## 7. Referencias

- Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M. 2002. *Harmful Algal Blooms and Eutrophication: Nutrient Sources, Composition, and Consequences*. Estuaries, vol. 25, No. 4b: 704-726
- Bashkin, V.N. 2003. *Modern Biogeochemistry*. Capitulo 5. Kluwer Academic Publishers, Nueva York.
- Boyer, J.N., Kelbe, C.R., Ortner, P.B., Rudnik, D.T. 2009. *Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA*. Ecological Indicators, vol 95: 556-567.
- Carmichael, W.W. (1992). *Cyanobacteria secondary metabolites, the cyanotoxins*. J. Appl. Bact., vol 72: 445-459.
- Chen, R.L., Keeney, D.R. y Konrad, J.G. 1972. *Nitrification in lake sediments*. J. environ. quality, vol 1: 151-154.
- Chorus, I. y Bartram, J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*. E & FN Spon, published on behalf of the World Health Organization, Nueva York.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. y Likens, G.E. 2009. *Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus*. Science, vol 323:1014-1015.
- Cullen, J. 1982. *The deep chlorophyll maximum Comparing vertical profiles of chlorophyll a*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, vol 39: 791-803.
- Downing, J.A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J.M., Elser, J., Rabalais, N.N., Lewis Jr, W.M., Turner, R.E., Corredor, J. y Soto, D. 1999. *The impact of accelerating land use change on the N cycle of tropical aquatic ecosystems: current conditions and projected changes*. Biogeochemistry, vol 46: 109-148.
- Grasshoff, K., Kremling, K., Ehrhardt, M. 1999. *Methods of seawater analysis*. Capitulo 10. Tercera Edición. WILEY-VCH, Weinheim.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of Freshwaters: Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, Londres.

- Healey, F., Hendzel, L. 1980. *Physiological indicators of nutrient deficiency in lake phytoplankton*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol 37:442-453.
- Howarth, R.W., Marino, R., Lane, J. y Cole, J.J. 1988. *Nitrogen fixation in freshwater, estuarine marine ecosystems. 1. Rates and importance*. Limnology and Oceanography, Vol. 33, No. 4, Part 2: 669-687
- Hutchinson, G.E. 1957. *A Treatise on Limnology*. Vol. 1: Geography, Physics and Chemistry. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Ibelings, B.W., Chorus, I. 2007. *Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater "seafood" and its consequences for public health: A review*. Environmental Pollution, vol 150: 177-192
- IDECA. *Estudio Limnológico de la presa de Valle de Bravo, México*. 1999. Informe para GRAVAMEX.
- Kirkwood, D.S. 1994. *San-Plus segmented flow analyzer and its applications*. Seawater analysis, Skalar, Amsterdam.
- Koroleff, F., Palmork, K.H. 1977. Reporte ICES/SCOR p. 67
- Lampert, W., Sommer, U. 2007a. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Capitulo 8. Segunda edición. Oxford University Press, Nueva York.
- Lampert, W., Sommer, U. 2007b. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Capitulo 3. Segunda edición. Oxford University Press, Nueva York.
- Larsen, D.P. y Mercier, H.T. 1976. Phosphorous retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Board Can., vol 33: 1742-1750.
- Levich, A.P. 1996. *The role of nitrogen phosphorus ratio in selecting for dominance of phytoplankton by cyanobacteria or green algae and its application to reservoir management*. J. Aquat. Ecosyst. Hlth., vol 5:55-61.
- Libes, S.M. 2009. Introduction to Marine Biogeochemistry. Capitulo 8. Segunda edición. Academic Press, Elsevier, Carolina del Sur.
- Lindeman, R.L. 1942. *The trophic dynamic aspect of ecology*. Ecology, vol 23:399-418.
- Mártinez, E. 2002. Determinación de toxinas biológicas en una fuente de abastecimiento de agua dulce. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México.
- Mee, L.D. 1988. *A definition of "critical eutrophication" in the marine environment*. Rev. Biol., vol 36:159-161.



- Merino-Ibarra, M., Monroy-Ríos, E., Vilaclara, G., Castillo, F.S., Gallegos M.E. y Ramírez, J. 2008. *Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir*. *Aquat Ecol.*, vol 42:335-345.
- Monroy-Ríos, E. 2004. *Hidrología del embalse de Valle de Bravo, México*. Tesis de Maestría (Química acuática). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.
- Nürnberg, G.K. 1984. *The Prediction of Internal Phosphorus Load in Lakes with Anoxic Hypolimnia*. *Limnology and Oceanography*, vol 29:111-124.
- Oliver, R.L. Ganf, G.G. 2000. *Ecology of cyanobacteria : their diversity in time and space*. Capítulo 6. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Olvera-Viascán, V., Bravo, L., Sánchez, J. 1998. *Aquatic ecology management assessment in Valle de Bravo reservoir and its watershed*. *Aquat Ecosyst Health Management*, vol 1:277–290
- Olvera-Viascán, V., Bravo, I. y Sánchez, C. 1993. *Limnología, monitoreo de Vibrio cholerae y manejo de la cuenca de la presa Valle de Bravo, México*. Informe a GRAVAMEX.
- OSPAR. 1998. OSPAR Agreement 1998–18. OSPAR Strategy to Combat Eutrophication.
- Paerl, H.W., y Ustach, J.F. 1982. *Blue-green algal scums: An explanation for their occurrence during freshwater blooms*. *Limnology and Oceanography*, vol 27:212-217.
- Ramírez-Zierold, J., Merino-Ibarra, M., Monroy, E., Olson, M., Castillo, F.S., Gallegos M.E., Vilaclara, G. 2010. *Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area*. *Lake Reserv Manag.*, vol 26:23-34.
- Redfield, A.C. 1958. *The biological control of chemical factors in the environment*. *Am Sci*, vol: 46:205–221.
- Redfield, A.C., KETCHUM, B.H. y RICHARDS, F.A. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater, In M. N. Hill [ed.], *The sea*, vol 2 : 26-77.
- Reynolds, C.S. y Walsby, A.E. 1975. *Water blooms biological reviews*, vol 50:437-481
- Reynolds, C.S. 1998. *What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?* *Hydrobiologia*, vol 369/370: 11- 26.

- Ruiz, G. Jeison, D. Chamy, R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*. Vol 37 (6): 1371-1377
- Strickland, J.H.D. y Parsons, T.R. 1960. *A Manual of Sea Water Analysis. (With special reference to the more common micronutrients and to particulate organic material.)* Fish. Res. Board Can, Bulletin No 125.
- Tilzer, M.M. 1987. *Secchi disk - chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass.* *Hydrobiologia*, vol 162: 163-171.
- Valderrama, J.C. 1981. *The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters.* *Marine Chemistry*, vol 10:109-122.
- Valdespino, P.M. 2008. *Metabolismo comunitario (producción bruta, respiración y producción neta) en un embalse tropical, monomítico y eutrófico (Valle de Bravo, México).* Tesis de maestría (Limnología). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M. 1997. *Human domination of Earth's ecosystems.* *Science*, vol 277: 494.
- Wang, L.K. Shamas, N.K. y Hung, Y-T. 2009. *Advanced Biological Treatment Processes.* *Handbook of Environmental Engineering.* Vol 9: 209-264.
- Westlake, D.F. 1963. *Comparisons of plant productivity.* *Biological Reviews*, vol 38: 385-425.
- Wetzel, R.G. 1987a. *Limnology.* Capitulo 12. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Wetzel, R.G. 1987b. *Limnology.* Capitulo 8. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Wetzel, R.G. 1987c. *Limnology.* Capitulo 10. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Wetzel, R.G. 1987d. *Limnology.* Capitulo 5. W.B. Saunders Company, Philadelphia.

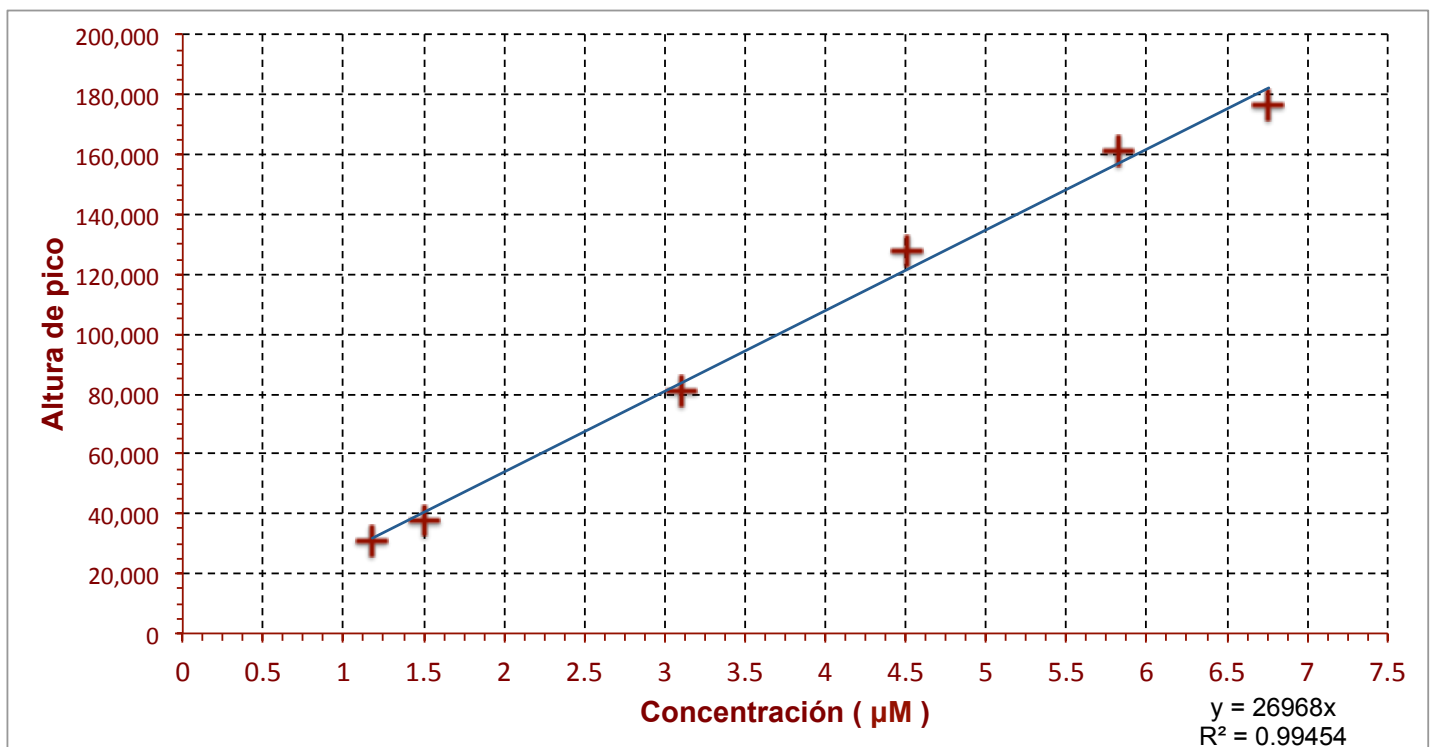
## Anexo

### Ejemplo de curvas de calibración y de tabla de concentraciones medidas

Las curvas de calibración y la tabla de resultados utilizadas como ejemplo son las obtenidas para el análisis de las muestras del 12 de enero de 2006.

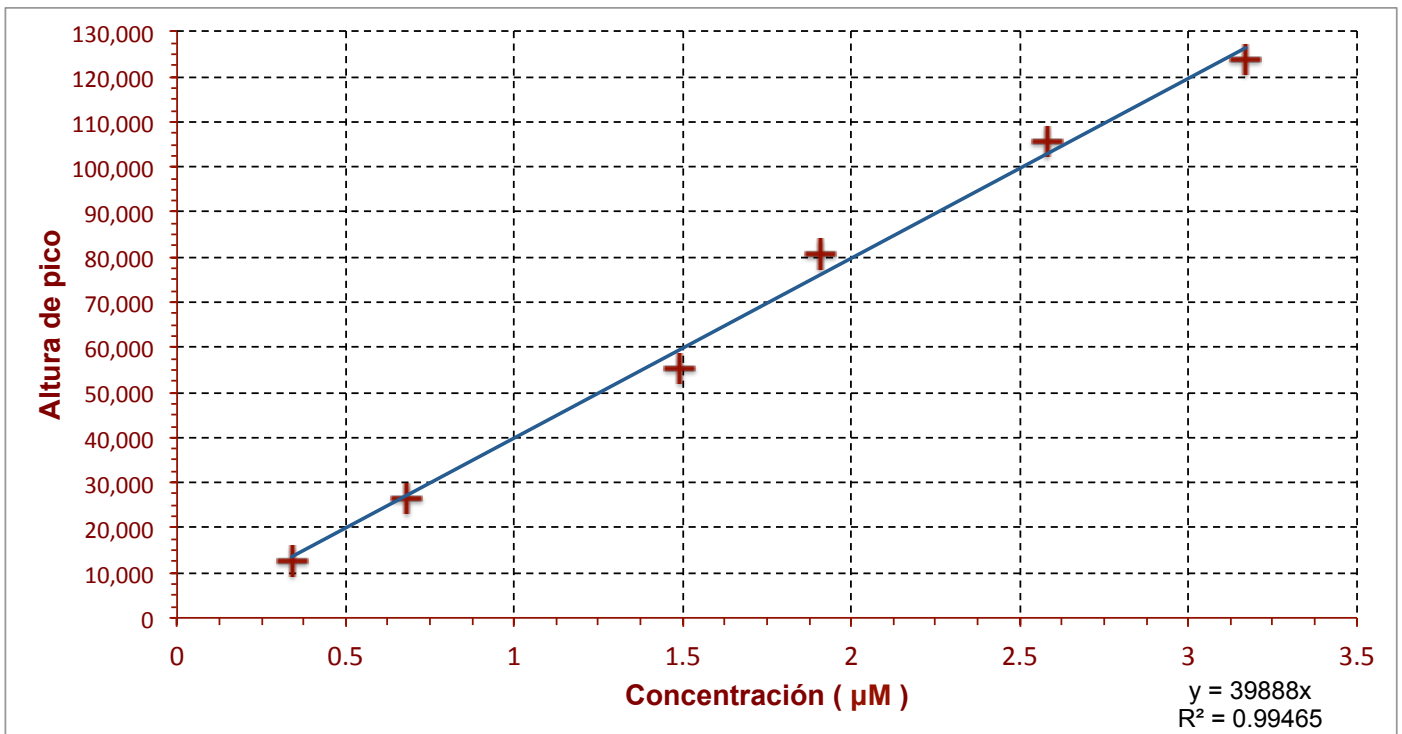
Curva de calibración de amonio

	$\mu\text{L}$ de estándar	Aforado a (mL)	Concentración final ( $\mu\text{mol/L}$ )	Concentración Medida ( $\mu\text{mol/L}$ )
Estándar de Amonio Concentración = $7.14 \text{ E}^{-4}$ mol/L	100	100	0.714	$1.18 \pm 0.3$
	200	100	1.428	$1.51 \pm 0.3$
	400	100	2.856	$3.11 \pm 0.3$
	600	100	4.284	$4.51 \pm 0.3$
	800	100	5.712	$5.83 \pm 0.3$
	1000	100	7.140	$6.76 \pm 0.3$



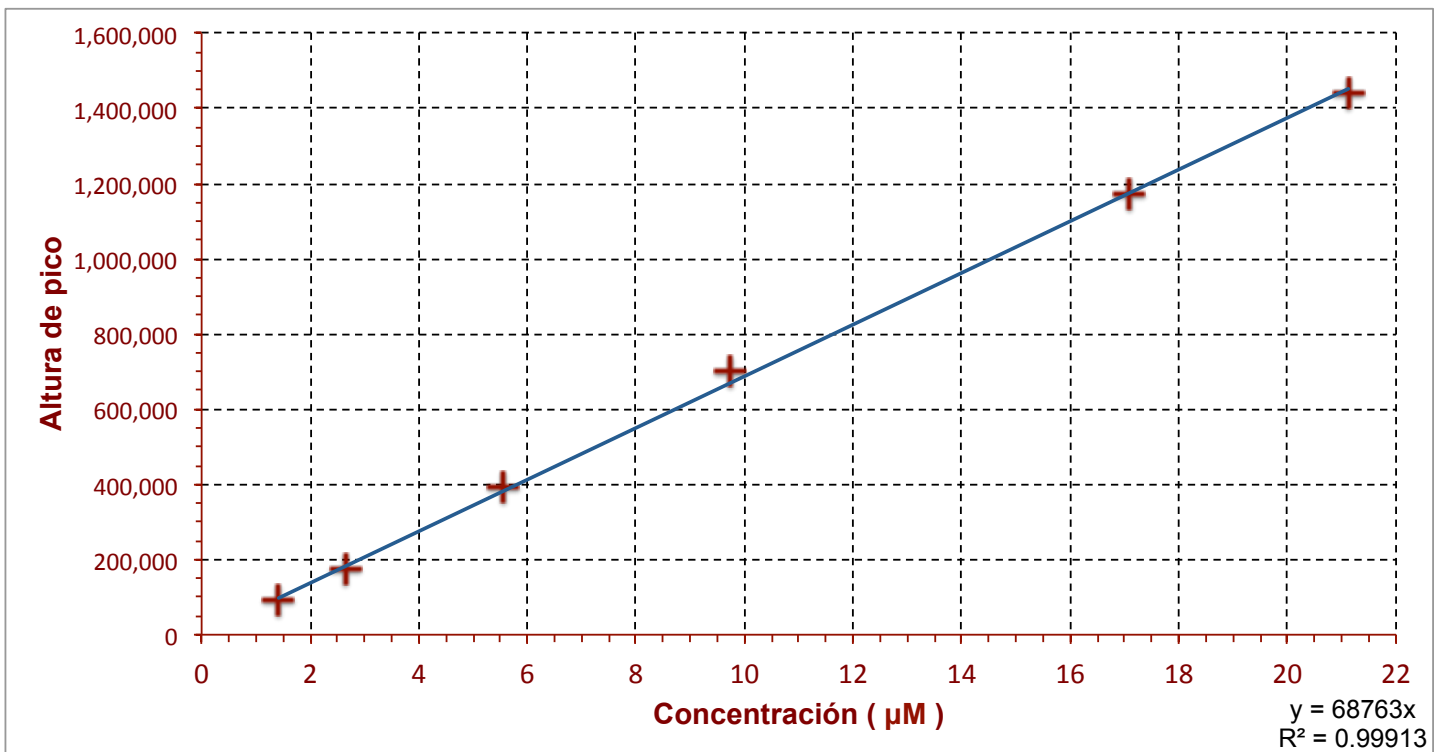
### Curva de calibración de fosfato

	$\mu\text{L}$ de estándar	Aforado a (mL)	Concentración final ( $\mu\text{mol/L}$ )	Concentración Medida ( $\mu\text{mol/L}$ )
Estándar de Fosfatos Concentración = $3.23 \text{ E}^{-4}$ mol/L	100	100	0.323	$0.34 \pm 0.1$
	200	100	0.646	$0.68 \pm 0.1$
	400	100	1.292	$1.49 \pm 0.1$
	600	100	1.938	$1.91 \pm 0.1$
	800	100	2.584	$2.58 \pm 0.1$
	1000	100	3.230	$3.17 \pm 0.1$



Curva de calibración de nitrato + nitrito

	$\mu\text{L}$ de estándar	Aforado a (mL)	Concentración final ( $\mu\text{mol/L}$ )	Concentración Medida ( $\mu\text{mol/L}$ )
Estándar de Nitratos Concentración= $7.14 \text{ E}^{-4} \text{ mol/L}$	125	100	0.893	$1.04 \pm 0.2$
	250	100	1.785	$1.93 \pm 0.2$
	500	100	3.570	$4.13 \pm 0.2$
	1000	100	7.140	$7.60 \pm 0.2$
	2000	100	14.280	$14.22 \pm 0.2$
	2500	100	17.850	$17.59 \pm 0.2$



Curva de calibración de nitrito

	$\mu\text{L}$ de estándar	Aforado a (mL)	Concentración final ( $\mu\text{mol/L}$ )	Concentración Medida ( $\mu\text{mol/L}$ )
Estándar de Nitritos Concentración = $7.14 \text{ E}^{-4}$ mol/L	50	100	0.357	$0.38 \pm 0.03$
	100	100	0.714	$0.74 \pm 0.03$
	200	100	1.428	$1.44 \pm 0.03$
	300	100	2.142	$2.14 \pm 0.03$
	400	100	2.856	$2.87 \pm 0.03$
	500	100	3.570	$3.55 \pm 0.03$

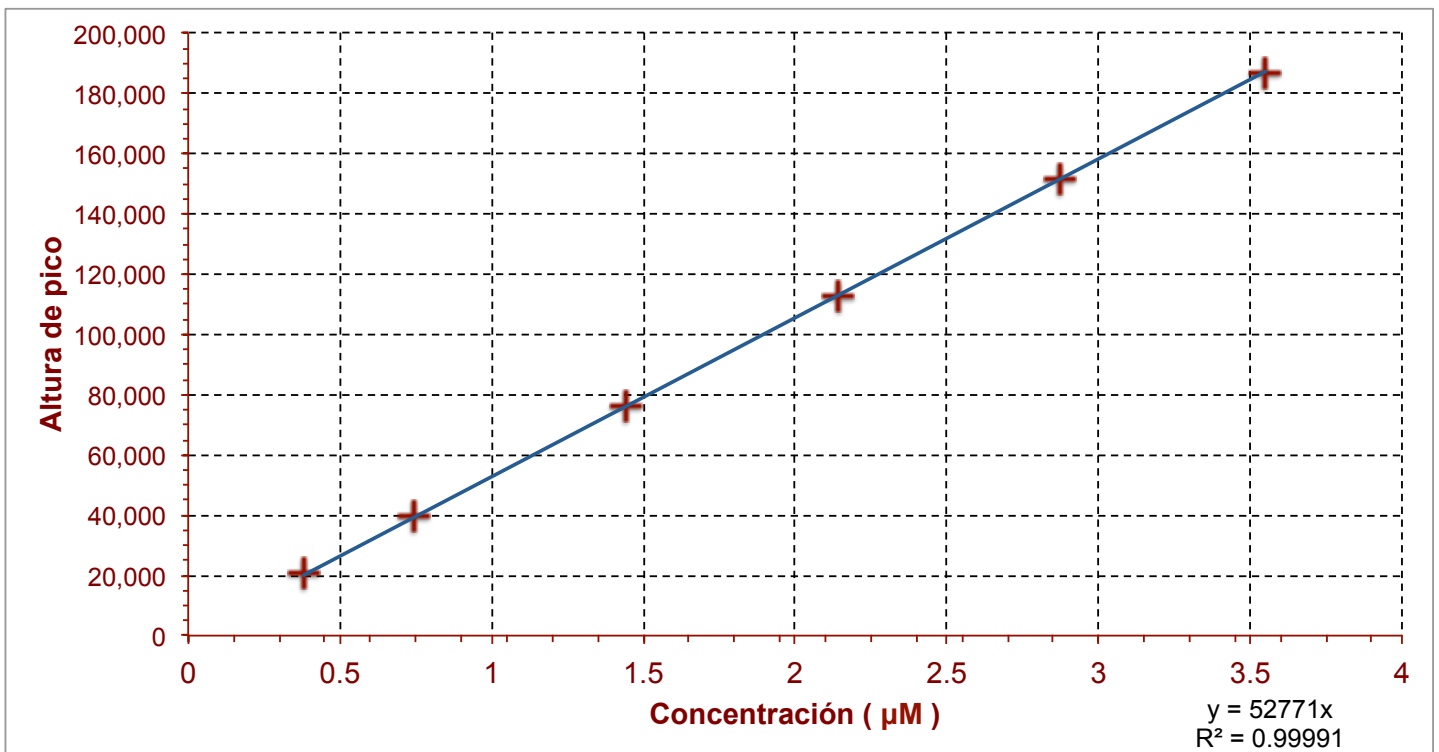


Tabla de concentraciones medidas

Position	Type1	Identity1	N-NH4 $\mu\text{M}$	P-PO4 $\mu\text{M}$	NO3 + NO2	N-NO2 $\mu\text{M}$	NO3
WT	IW	Initial Wash	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
ST6	D	Drift	6.92	3.16	21.03	3.53	17.50
ST6	T	Tracer	7.14	3.17	21.17	3.54	17.63
SP1	U	NO3	1.23	0.07	17.93	0.05	17.88
SP2	U	NO2	1.07	0.04	17.77	17.51	0.26
ST1	S1	Standard 1	1.18	0.34	1.41	0.38	1.03
ST1	S1	Standard 1	1.18	0.34	1.41	0.38	1.03
ST2	S2	Standard 2	1.51	0.68	2.67	0.74	1.93
ST2	S2	Standard 2	1.52	0.68	2.67	0.74	1.93
ST3	S3	Standard 3	3.10	1.49	5.57	1.44	4.13
ST3	S3	Standard 3	3.11	1.49	5.56	1.45	4.11
ST4	S4	Standard 4	4.51	1.90	9.74	2.14	7.60
ST4	S4	Standard 4	4.52	1.91	9.75	2.15	7.60
ST5	S5	Standard 5	5.83	2.57	17.10	2.87	14.23
ST5	S5	Standard 5	5.84	2.58	17.23	2.88	14.35
ST6	S6	Standard 6	6.76	3.17	21.12	3.54	17.58
ST6	S6	Standard 6	6.76	3.17	21.13	3.55	17.58
WT	W	Wash	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
A1	U	Carrizal	4.12	0.44	2.61	0.51	2.10
A2	U	Gonzalez	5.47	0.84	14.91	0.68	14.23
A3	U	Molino	5.27	1.52	4.97*	0.82	4.17
A4	U	Amanalco	6.40	3.27	6.395**	1.05	5.395
A5	U	Tizates	6.58***	1.18***	2.75***	0.51***	2.24
A6	U	Drenaje 1	1.25***	0.31***	3.68***	0.35***	3.33
A7	U	Drenaje 2	3.30***	0.56***	2.81***	0.43***	2.38
ST6	D	Drift	6.92	3.16	21.03	3.53	17.50
WT	W	Wash	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
A8	U	V1E5-Sup	2.52*	0.28	3.41	0.44	2.97
A9	U	V1E5-1	2.52*	0.30	3.7	0.44	3.26
A10	U	V1E5-2	2.51*	0.36	3.46	0.45	3.01
A11	U	V1E5-4	2.63*	0.34	3.52	0.48	3.04
A12	U	V1E5-8	2.83*	0.40	3.24	0.45	2.79
A13	U	V1E5-12	2.85*	0.39	3.66	0.41	3.25
A14	U	V1E5-16	2.78*	0.36	3.18	0.41	2.77
A15	U	V1E5-20	2.79*	0.35	2.51	0.37	2.14
ST6	D	Drift	6.92	3.16	21.03	3.53	17.50
WT	W	Wash	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

\* : Después de dilución 1 a 10

\*\* : Después de dilución 1 a 20

\*\*\* : Después de dilución 1 a 50