



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

DISEÑO DE HUMEDALES FLOTANTES CON *Vetiveria zizanioides* (Linn.)
Nash. PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL Y SU REÚSO EN
ACTIVIDADES DE PESCA DEPORTIVA.

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

PRESENTA:

RAMÍREZ SOTO JUANA CAROLINA

DIRECTORA DE TESIS: BIÓL. MARICELA ARTEAGA MEJÍA

Abril 2014



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.



Dedicatoria

A mis padres, Alfonso Ramírez Álvarez y Mildred Soto Salinas, por darme la vida y ser parte de este sueño, su dedicación y por la confianza que me han brindado.

★★★

A mi abuela, Esther Salinas Bárcenas, por su apoyo incondicional, su entrega y sus enseñanzas de vida. Por todos aquellos momentos buenos y no tan malos.

★★★

De Corazón... ¡Gracias!

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México por abrirme sus puertas y darme las bases para crecer académicamente.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza por ser como un segundo hogar para mi desarrollo académico y profesional.

A mi directora de Tesis Biól. Maricela Arteaga Mejía por brindarme la oportunidad de concluir con este largo camino y compartir sus conocimientos y su experiencia, por su amistad y todos los buenos momentos en campo... Gracias.

A mis sinodales, M. en C. Eliseo Cantellano de Rosas, la Biól. Elvia García Santos, el M. en C. German Calva Vásquez y la Biól. Aída Zapata Cruz, por sus aportaciones para hacer de este trabajo un gran trabajo.

Al Biólogo Lauro Sánchez Orth, por brindarme su apoyo y confianza para la realización de este proyecto y claro por brindarme parte de las instalaciones del Campamento

A mis padres Alfonso Ramírez Álvarez y Mildret Soto Salinas por la confianza depositada y su amor, a mi abue Esther Salinas Bárcenas por ser un ejemplo a seguir y ser una pieza fundamental en mi vida, a mis hermanas Ma. Esther Ramírez y Alejandra Ramírez que en las buenas o en las malas han compartido a mi lado lo mejor de vida.

A mi novio, Alejandro Romo Arévalo, quien ha sido parte indispensable en esta etapa, por su apoyo y su compañía, sus palabras y todo su amor.

A Ángelo Mendoza, Nadia Guadalupe Espinosa Flores, Leticia Hernández Terrón y María del Rosario López Valentín, por hacer del tiempo de trabajo, el trabajo más ameno...ahora en el recuerdo habrá buenas anécdotas, pero también buenas enseñanzas.



Contenido

| | |
|--|----|
| 1. RESUMEN..... | 1 |
| 2. INTRODUCCIÓN..... | 2 |
| 3. MARCO TEÓRICO..... | 3 |
| 3.1. Disponibilidad del agua en el mundo..... | 3 |
| 3.2. Disponibilidad del agua en México..... | 4 |
| 3.3. Tecnología en México para el tratamiento de aguas residuales..... | 7 |
| 3.4. Humedales Artificiales..... | 9 |
| 3.5. Clasificación de los humedales artificiales..... | 11 |
| 3.6. Humedales Flotantes Naturales..... | 14 |
| 3.7. Diseño de Humedales Flotantes Artificiales..... | 15 |
| 3.8. Vegetación de los humedales flotantes..... | 18 |
| 3.9. Mecanismos de Remoción..... | 19 |
| 3.9.1. Materia orgánica..... | 20 |
| 3.9.2. Remoción de nitrógeno..... | 23 |
| 3.9.3. Remoción de fósforo..... | 24 |
| 3.9.4. Remoción de metales pesados..... | 25 |
| 1.1.1. Remoción por bacterias..... | 26 |



| | | |
|--------|---|----|
| 1.2. | Antecedentes de humedales flotantes | 27 |
| 1.3. | Biología de <i>Vetiveria zizanioides</i> (L.) Nash..... | 28 |
| 2. | PROBLEMÁTICA..... | 31 |
| 3. | JUSTIFICACIÓN | 32 |
| 4. | HIPÓTESIS..... | 33 |
| 5. | OBJETIVOS | 34 |
| 6. | ÁREA DE ESTUDIO | 35 |
| 6.1. | Ubicación..... | 35 |
| 6.2. | Orografía | 36 |
| 6.3. | Hidrografía | 36 |
| 6.4. | Clima | 36 |
| 6.5. | Ecosistema..... | 36 |
| 6.6. | Fauna..... | 37 |
| 6.7. | Economía | 37 |
| 7. | MATERIAL Y MÉTODO | 38 |
| 8. | RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 44 |
| 8.1. | <i>Vetiver zizanioides</i> | 44 |
| 8.2. | Análisis de agua residual piscícola..... | 56 |
| 8.2.1. | Temperatura..... | 56 |



| | | |
|--------|--|----|
| 8.2.2. | Potencial de Hidrógeno..... | 56 |
| 8.2.3. | Oxígeno Disuelto (OD)..... | 57 |
| 8.2.4. | Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 59 |
| 8.2.5. | Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)..... | 60 |
| 8.2.6. | Nitrógeno..... | 61 |
| 8.2.7. | Fósforo | 64 |
| 8.2.8. | Sustancia Activas al Azul de Metileno (SAAM) | 67 |
| 8.2.9. | Sólidos..... | 67 |
| 8.3. | Índice de Calidad del Agua (ICA) | 70 |
| 9. | CONCLUSIONES | 71 |
| 10. | REFERENCIAS..... | 72 |
| 11. | Anexos..... | 80 |
| 11.1. | Anexo I | 80 |
| 11.2. | Anexo II | 82 |

Índice de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1. Mapa que muestra el grado de depresión en el mundo, CONAGUA, 2011. _____ | 3 |
| Figura 2. Distribución de los volúmenes concesionados para usos agrupados en México, CONAGUA, 2011. _____ | 5 |
| Figura 3. Sistema de circuito abierto usado en el campamento arcoíris para el cultivo de trucha. _____ | 7 |
| Figura 4. Principales procesos de Tratamiento de aguas residuales, CONAGUA, 2011. _____ | 9 |
| Figura 5. Esquema de clasificación de los sistemas de depuración con macrofitas, (Delgadillo et al., 2010). _____ | 11 |
| Figura 6. Detalle de Humedal de Flujo Superficial (HFS), (Delgadillo et al, 2010). _____ | 12 |
| Figura 7. Componentes y estructura de un Humedal Subsuperficial de Flujo Horizontal (HSSFH). _____ | 13 |
| Figura 8. Detalle estructural de un Humedal Subsuperficial de Flujo Vertical (HSSFV). _____ | 13 |
| Figura 9. Estructura y componentes de un Humedal Flotante Artificial (HFA) (Delgadillo, et al. 2011). _____ | 14 |
| Figura 10. Esquema simplificado de los procesos que intervienen en la degradación de la materia orgánica en los humedales (Sánchez & Millares, 2011). _____ | 22 |
| Figura 11. Usos y atributos fisiológicos de <i>Vetiver zizanioides</i> : (a) aceite <i>Vetiver</i> , (b) vista de raíces fibrosas, (c, e) artesanías elaboradas con raíces de <i>vetiver</i> , (d, f) remediación de suelo y tratamiento de aguas residuales. _____ | 29 |
| Figura 12. Mapa de zona de estudio, campamento Arco Iris Sport Fishing Santa Rita Tlahuapan, Pue. _____ | 35 |
| Figura 13. Diseño de Humedales Flotantes (A) contruidos con tubos de PVC y malla galvanizada (a y b), se colocaron cincuenta individuos por balsa (c, d y e), como sustrato se usó fibra de coco. _____ | 39 |
| Figura 14. Diseño de Humedales Flotantes (B) hecho con polietileno de alta densidad. _____ | 40 |
| Figura 15. Croquis del Sistema de Humedales y estanques de cultivo de trucha del Campamento de Pesca Deportiva Arcoíris Fishing. _____ | 43 |
| Figura 16. Porcentaje de supervivencia para lote en el prototipo uno. _____ | 44 |
| Figura 17. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 1. _____ | 45 |
| Figura 18. Tasa de Crecimiento Relativa en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 1. _____ | 45 |
| Figura 19. Porcentaje de supervivencia para el lote 1b, lote 2, lote 3 y lote 4 de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 46 |
| Figura 20. Desarrollo Tallo y Raíz del lote 1 (noviembre 2011, marzo 2012, septiembre 2012) lote 1b (Octubre 2012, Agosto2013, Octubre 2013). _____ | 47 |
| Figura 21. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 1b. _____ | 48 |
| Figura 22. Tasa de Crecimiento Relativa en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 1b. _____ | 48 |
| Figura 23. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 2. _____ | 49 |
| Figura 24. Tasa de Crecimiento Relativo en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 2. _____ | 49 |
| Figura 25. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 3. _____ | 50 |

| | |
|---|----|
| Figura 26. Tasa de Crecimiento Relativo en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 3. _____ | 50 |
| Figura 27. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 4. _____ | 51 |
| Figura 28. Tasa de Crecimiento Relativo en tallo y raíz de <i>V. zizanioides</i> , lote 4. _____ | 51 |
| Figura 29. Comparación de la Tasa de Crecimiento Relativo de tallo entre lotes. _____ | 52 |
| Figura 30. Comparación de la Tasa de Crecimiento Relativo de raíz entre lotes. _____ | 52 |
| Figura 31. Grafica de Caja y bigote que representan la longitud tallo-hoja de los lotes 1, 2, 3 y 4 de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 53 |
| Figura 32. Aclimatación tallo-raíz de lote 1. _____ | 54 |
| Figura 33. Aclimatación tallo-raíz, lote 2. _____ | 54 |
| Figura 34. Aclimatación tallo-raíz, lote 3. _____ | 55 |
| Figura 35. Aclimatación tallo-raíz, lote 4. _____ | 55 |
| Figura 36. Comportamiento anual de la temperatura durante el periodo de muestreo. _ | 56 |
| Figura 37. Comportamiento del pH del estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 57 |
| Figura 38. Concentración en mgL ⁻¹ de Oxígeno Disuelto en el estanque piscícola. _____ | 58 |
| Figura 39. Comportamiento mensual de entrada y salida de DQO en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 59 |
| Figura 40. Comportamiento mensual Demanda Bioquímica de Oxígeno en la entrada y salida del estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 60 |
| Figura 41. Comportamiento mensual de entrada y salida de Ntk en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 61 |
| Figura 42. Comportamiento mensual de entrada y salida de Nitritos en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 62 |
| Figura 43. Comportamiento mensual de entrada y salida de Nitritos en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 63 |
| Figura 44. Comportamiento mensual de entrada y salida de fósforo Total en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 64 |
| Figura 45. Comportamiento mensual de entrada y salida de fósforo hidrosoluble en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 65 |
| Figura 46. Comportamiento mensual de entrada y salida de fósforo Ortosoluble en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 66 |
| Figura 47. Comportamiento mensual de entrada y salida de SAAM en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 67 |
| Figura 48. Comportamiento mensual de entrada y salida de Sólidos Totales en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _____ | 68 |
| Figura 49. Comportamiento mensual de sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT) en el estanque de prueba de <i>V. zizanioides</i> . _ | 69 |
| Figura 50. Índice de calidad mensual del efluente de agua residual piscícola _____ | 70 |



Índice de Cuadros

| | |
|--|----|
| Cuadro 1. Inventario Nacional de Humedales Artificiales. _____ | 10 |
| Cuadro 2. Mecanismos de remoción de contaminantes en Humedales Artificiales. _____ | 26 |
| Cuadro 3. Atributos fisiológicos de <i>Vetiver zizanioides</i> que la hacen una especie importante para tratamiento de aguas residuales. _____ | 30 |
| Cuadro 4. Normas oficiales mexicanas, parámetros y métodos empleados en la caracterización del estanque piscícola _____ | 42 |
| Cuadro 5. Comparación por lotes de <i>Vetiver zizanioides</i> . A= Prototipo uno, PVC. B= Prototipo dos, poliuretano. _____ | 44 |

1. RESUMEN

En el presente estudio se realizó el diseño de un sistema de humedal flotante con *Vetiveria zizanioides* (L.) para seleccionar el tipo de material de soporte y el diseño y número de tapetes vegetales que mejor se adaptaran. Se analizaron usando normas oficiales mexicanas pH, temperatura, OD, DBO, DQO, NTK, nitritos, nitratos, fósforo total, SAAM y sólidos en todas sus formas, tanto en el efluente y afluente del lago arcoíris. Se determinó el gasto promedio y el tiempo de residencia hidráulico, se evaluó la aclimatación y desarrollo de *Vetiver* a través del crecimiento aéreo y radicular en el efluente con descarga residual; se aplicó un ANDEVA para evaluar si es significativo o no el desarrollo entre lotes, finalmente se clasificó la calidad del agua residual tratada de acuerdo a los índices de calidad establecidos por CONAGUA 2007.

El primer prototipo de humedal flotante fue construido con tubos de PVC y malla galvaniza (3.8 m³), el segundo con poliuretano de alta densidad (0.073 m³). Por las características del material de soporte, el prototipo de poliuretano fue el más apropiado y se usó durante todo el desarrollo experimental ya que permitió un índice de supervivencia (IS) de 1 en el lote 1. Se analizaron cuatro lotes de *V. zizanioides*, el lote 1 sin agregado bacteriano y esquejes, el segundo lote con agregado bacteriano en contacto durante 72 horas previa introducción al agua residual, el lote 3 en contacto con agregado bacteriano durante 30 días previa introducción al agua residual y el lote 4 sin agregado bacteriano con plantas más desarrolladas. Los lotes 2 y 3 con agregado bacteriano alcanzaron un IS de 0.10 y 0.47, respectivamente. La Tasa de Crecimiento Relativo para todos los lotes fue positiva durante la época de lluvias (mayo-octubre), la longitud total para cada lote fue de 82, 64, 68 y 58cm, respectivamente. El ANOVA entre lotes mostró una diferencia significativa entre 1 y 2, 3 y 4. Los porcentajes de remoción alcanzaron 30% en DQO, 84% en DBO, 40% de nitrógeno amoniacal, 21% en fósforo total, 15% en ortofosfatos, 60% de ST, 46% SST y el 27% para SAAM. Al comparar estos resultados con el estudio de Binti (2010) en humedales con 30 ejemplares de *V. zizanioides* alcanzó remociones similares. El índice de calidad de agua tratada en el humedal flotante fue considerada como buena, de acuerdo a CONAGUA.

2. INTRODUCCIÓN

En México, anualmente se utilizan 72 mil millones de m³ de agua potable (CONAGUA, 2011). Los giros industriales que requieren mayor volumen en cantidad son la acuicultura, la azucarera y la petrolera, principalmente (INE, 2007). En los últimos diez años, la acuicultura a presentado un crecimiento promedio de 3.44% (CONAPESCA, 2012).

Los sistemas acuícolas de tipo circuito abierto son los más utilizados para la crianza de trucha, el agua pasa a través de las instalaciones una sola vez para suministrar oxígeno a los peces y es descargada al ambiente con partículas en suspensión y residuos. Es primordial controlar la salida de nutrientes en los vertidos para evitar la eutrofización del medio natural, ya sea reduciendo los niveles de descarga u optimizando el tratamiento de los efluentes (OPP, 2006).

Los Humedales Artificiales Flotantes, son utilizados para reducir partículas y carga orgánica en las aguas residuales. *Vetiver zizanioides* (Linn.) Nash ha mostrado la capacidad de purificar el agua gracias a un sistema extenso de raíces que proporciona una gran superficie para el crecimiento de microorganismos, los cuales intervienen en las transformaciones de nitrógeno en diferentes formas biológicamente útiles y la absorción de fósforo (Headley *et. al*, 2006). Sólo requiere de un sistema de flotación para mantener el equilibrio entre raíces y brotes para que se mantenga en pie (Greenfueltech, 2007).

El campamento Arco Iris Sport Fishing, utiliza agua proveniente de la barranca Panacuale en un sistema abierto para el cultivo de trucha arcoíris, por lo que además de requerir agua de calidad es importante disminuir la cantidad de materia orgánica que se obtiene al pasar por los estanques. Los Humedales Artificiales Flotantes son una opción para atender este problema e incrementar la eficiencia de remoción de nitrógeno y fósforo generados por los desechos de los peces. En este trabajo se diseñaron dos tipos de HAF con *V. zizanioides*, se evaluó su aclimatación a través de su crecimiento aéreo y radicular en las condiciones ambientales de la zona y se aplicó un ANDEVA entre lotes. Así mismo, se determinó y clasificó la calidad del agua tratada con base a las NOM establecidas para pH, temperatura, Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), nitratos, nitritos, fósforo total, Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) y Sólidos en todas sus formas del efluente y afluente del lago arcoíris.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Disponibilidad del agua en el mundo

Según estimaciones aceptadas, la disponibilidad de agua promedio anual en el mundo es de 1,386 millones de km³, de los cuales, el 97.5% es agua salada y sólo el 2.5% es agua dulce. De esta cantidad casi el 70% no está disponible para consumo humano debido a que se encuentra en forma de glaciares, nieve o hielo (CONAGUA, 2011).

En el siglo XX, mientras la población mundial se triplicó las extracciones de agua se sextuplicaron; situación que aumenta el grado de presión sobre los recursos hídricos (Figura 1) (CONAGUA, 2011).

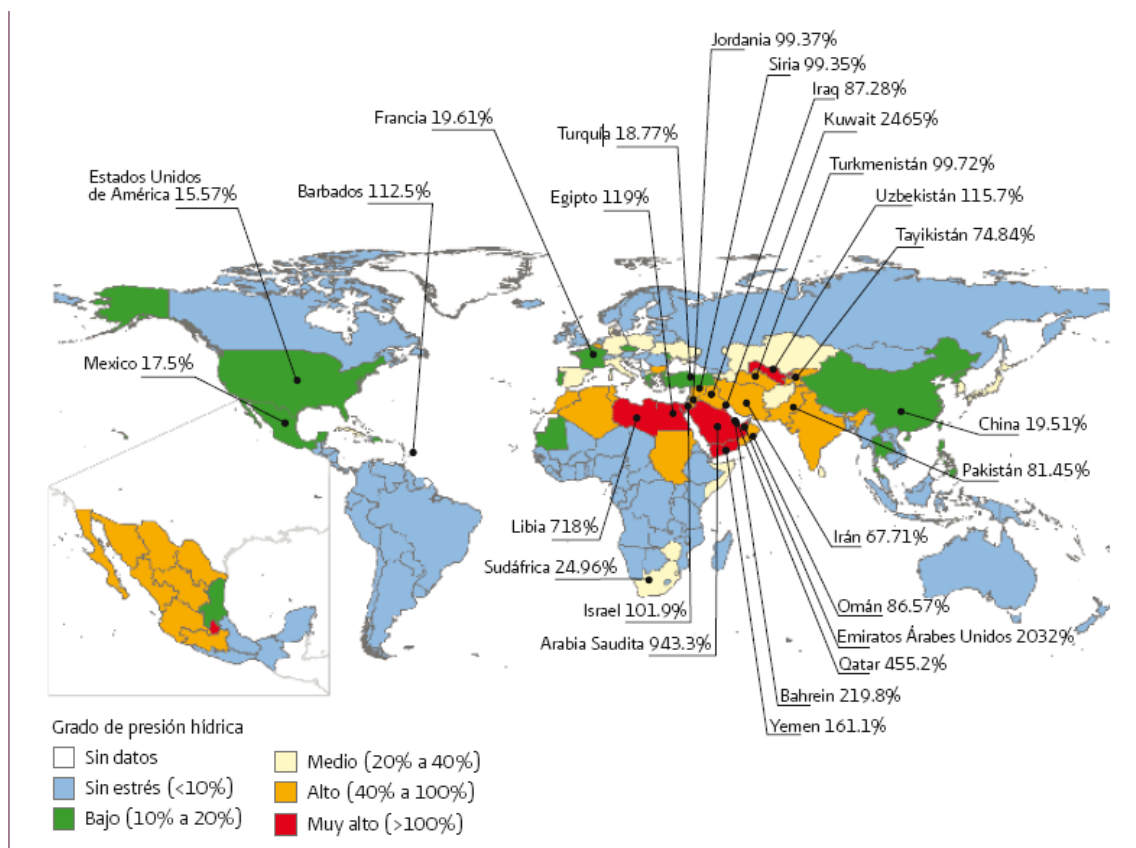


Figura 1. Mapa que muestra el grado de depresión en el mundo, CONAGUA, 2011.

El principal uso del recurso hídrico a nivel mundial, conforme a estimaciones de la FAO, es el agrícola, con el 72% de la extracción total. Mientras que alrededor del 20% del agua se emplea en la industria, el equivalente de un consumo de 130 m³/persona/año. De esta cantidad,

más de la mitad se utiliza en las centrales termoeléctricas en sus procesos de enfriamiento. Entre los mayores consumidores de agua bajo este rubro se encuentran las plantas petroleras, las industrias metálica, papelera, maderas, procesamiento de alimentos y la manufacturera (CONAGUA, 2011).

3.2. Disponibilidad del agua en México

Anualmente México recibe 1,489 millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. En 2010, la precipitación pluvial media anual fue de 962.1 mm, mientras que en 2000 fue de 772.0 mm. De esta agua, se estima que el 73.1% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 22.1% escurre por los ríos o arroyos, y el 4.8% restante se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos (CONAGUA, 2012).

Los ríos y arroyos del país constituyen una red hidrográfica de 633 mil kilómetros de longitud, en la que destacan cincuenta ríos principales por los que fluye el 87% del escurrimiento superficial del país y cuyas cuencas cubren el 65% de la superficie territorial continental de México (CONAGUA, 2011).

En términos de los usos del agua en la República Mexicana, anualmente se utilizan 72 mil millones de m³. De éstos el 78% lo usa la agricultura; el uso público urbano, el uso pecuario y la industria consumen el otro 22 %. El 63% proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el 37% restante proviene de fuentes subterráneas (acuíferos) (Figura 2) (CONAGUA, 2011).

Las descargas de los giros señalados anteriormente, generan aguas residuales de diferente composición que requieren ser tratadas antes de su vertimiento a cuerpos superficiales.

Los giros industriales que generan mayor cantidad en volumen son la acuicultura, la producción del azúcar, del petróleo, química y otros servicios. Resultando en una degradación intensa en la calidad del agua, impactos ecológicos diversos, pérdida del uso natural y abatimiento en la disponibilidad por afectación de la calidad (INE, 2007).

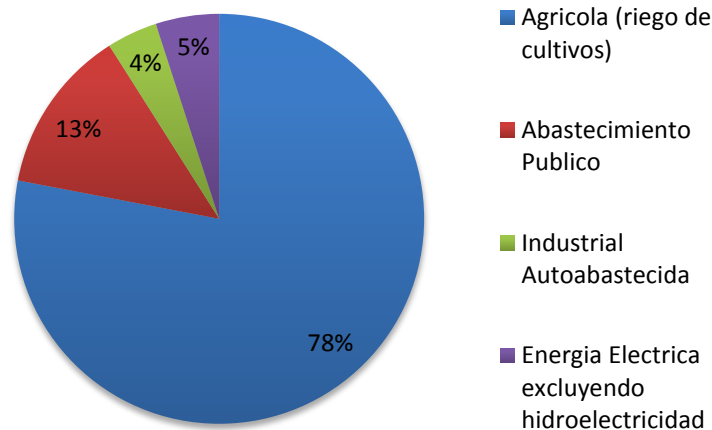


Figura 2. Distribución de los volúmenes concesionados para usos agrupados en México, CONAGUA, 2011.

En comparación con otros sistemas de producción animal, la acuicultura está especialmente presionada para ser más sostenible debido al uso de importantes recursos naturales como el agua, los humedales y las zonas costeras. En los últimos diez años, ha presentado un crecimiento promedio de 3.44%, mientras que para el 2011, su volumen fue de 15.83% de la producción pesquera nacional, equivalente a 262,855 toneladas. (CONAPESCA, 2012).

De acuerdo a CONAPESCA, la acuicultura, "es el cultivo de la fauna y flora acuáticas, mediante el empleo de métodos y técnicas para su desarrollo controlado en todo estudio biológico y ambiente acuático y en cualquier tipo de instalaciones de acuerdo con lo anterior, debe considerarse como acuicultura a la producción controlada de postlarvas, crías, larvas, huevos, semillas, cepas algales y esporas en laboratorio, o el desarrollo y engorda de éstos en estanques artificiales, lagos, presas, así como en instalaciones ubicadas en bahías, estuarios y lagunas costeras, en el medio marino".

La acuicultura ha permitido al hombre, la posibilidad de cultivar especies, como la trucha mediante diversas técnicas ayudando así al desarrollo económico y comercial del país.

En México, la producción de trucha alcanzó en 2011 un valor de producción de 394 millones de pesos y la generación de ocho mil 480 toneladas en las siete entidades en las que se asientan 984 granjas acuícolas de trucha para comercio y 170 para autoconsumo (CONAPESCA, 2011).

La producción nacional de trucha es una actividad que ha presentado un aumento anual del ocho por ciento, esto por el impulso que ha tenido su producción en los estados de México, Puebla, Oaxaca, Michoacán, Hidalgo, Chihuahua y Veracruz, principalmente (CONAPESCA, 2011).

Así bien, los temas más importantes relacionados con la acuicultura sustentable son el agua, los nutrientes, el área utilizada para la piscifactoría y la energía. El agua se obtiene a partir de fuentes superficiales, como lagos o ríos, o del subsuelo (acuíferos), por lo que es importante considerar tanto la cantidad necesaria como su calidad (OPP, 2006).

Los sistemas acuícolas de tipo circuito abierto son los más utilizados para la crianza de trucha, el agua pasa a través de las instalaciones una sola vez para suministrar oxígeno a los peces y es descargada al ambiente con partículas en suspensión y residuos (**Figura 3**). Debe ser un objetivo importante en todos los sistemas acuícolas reducir la cantidad de agua necesaria para aliviar los ecosistemas naturales, además es igualmente primordial controlar la salida de nutrientes en los vertidos para evitar la eutrofización del medio, bien sea reduciendo los niveles de descarga u optimizando el tratamiento de los efluentes. La disponibilidad limitada de los recursos naturales y el aumento de los precios de la energía también señalan la necesidad de dirigir la acuicultura hacia formas más sostenibles. La mejor práctica de gestión depende del tipo de acuicultura y la tecnología aplicada para tratar el agua antes de ser vertida en cuerpos superficiales (OPP, 2006).



Figura 3. Sistema de circuito abierto usado en el campamento arcoíris para el cultivo de trucha.

3.3. Tecnología en México para el tratamiento de aguas residuales

Las aguas residuales son definidas, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM- 001-SEMARNAT-1996, como *“aquellas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de estos”*.

Las descargas de aguas residuales se clasifican en municipales e industriales. Las primeras corresponden a las que son manejadas en los sistemas de alcantarillado municipales urbanos y rurales, en tanto que las segundas son aquellas descargadas directamente a los cuerpos

receptores de propiedad nacional, como es el caso de la industria autoabastecida (CONAGUA, 2011).

En México se generan alrededor de 420 m³ cada segundo de aguas residuales, de estas las municipales representan 250 m³s⁻¹ y las no municipales 170 m³s⁻¹. En 2009, el agua residual municipal generada fue de 237.4 m³s⁻¹; mientras que el agua residual municipal colectada fue de 209.0 m³s⁻¹ (CONAGUA, 2011; INEGI, 2011).

Por un lado, el problema de la falta de recolección y tratamiento de una parte de las aguas residuales ha derivado en problemas de insalubridad, de alteración de los cuerpos receptores y de la posible contaminación de las fuentes de abastecimiento superficiales y mantos acuíferos (INEGI, 2011).

De acuerdo con la Secretaría de Salud, las enfermedades infecciosas intestinales en 2010 fueron de 5, 681,091 casos. Las principales causas de estas enfermedades en el último año son la presencia de virus y otros organismos (4.9 millones casos), paratifoidea y salmonelosis (120.6 mil casos), la fiebre tifoidea (45 mil casos) y la intoxicación alimentaria bacteriana y la shigelosis, con 40.9 mil y 11.3 mil casos, respectivamente (INEGI, 2012).

Existe una amplia gama de tecnologías de tratamiento que se pueden utilizar para mejorar la calidad de las aguas residuales. Constan de un conjunto de operaciones físicas, químicas y biológicas, que persiguen eliminar la mayor cantidad de contaminantes antes de su vertido, de forma que los niveles de contaminación cumplan los límites legales existentes y puedan ser asimilados de forma natural por los cauces receptores (Figura 4).

En México las 2,186 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación registraron una capacidad instalada de 72.4 m³/s, y trataron un caudal de 36.7 m³/s, el tratamiento más utilizado es el secundario con 1,193 plantas, que consiste en la remoción de materiales orgánicos coloidales y disueltos, principalmente (INEGI, 2011).

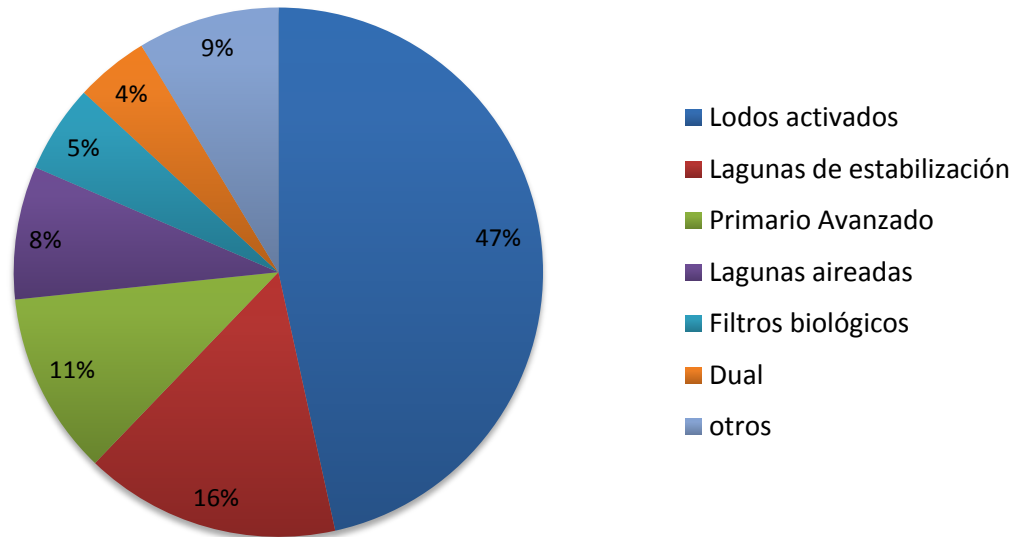


Figura 4. Principales procesos de Tratamiento de aguas residuales, CONAGUA, 2011.

Dentro de los procesos biológicos puede diferenciarse las producidas por los microorganismos y las actividades radiculares de las plantas en los sistemas de humedales.

3.4. Humedales Artificiales

De acuerdo con la Convención Ramsar, los humedales naturales se define como *“aquellas extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas, sitios naturales o artificiales, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad a marea baja no exceda de seis metros”* (Cronk et al., 2001).

Son conocidos como uno de los ecosistemas más productivos del mundo. Numerosas especies de aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces e invertebrados dependen del agua y de la vegetación en los hábitats de humedales (Zedler y Kercher, 2005). Proporcionan servicios ambientales, tales como la reducción de las inundaciones, los alimentos, el suministro de agua limpia, la belleza estética, beneficios educativos y recreativos, y los sumideros de carbono. La capacidad de mejorar la calidad del agua y aumentar la biodiversidad ha generado un interés creciente en la

construcción y restauración de los humedales para el tratamiento de aguas residuales (Kivaisi, 2002).

En este sentido, los humedales artificiales (HA) son sistemas de tratamiento de poca profundidad (menor a 1m) donde son insertadas plantas acuáticas y microorganismos que llevan a cabo procesos biológicos, físicos y químicos para el tratamiento de aguas residuales (EPA, 2000).

Son ampliamente utilizados como alternativas en el tratamiento de aguas, aunque también han funcionado para aguas de origen industrial en todo el mundo (Fenoglio 2000). Los investigadores han demostrado que los HA son eficaces para el tratamiento *in situ* de aguas residuales municipales y agrícolas, y puede eliminar varios nutrientes, incluyendo sólidos suspendidos (SS), la demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno, fósforo, oligoelementos y microorganismos contenidos en el agua residual (Chen, *et. al.*, 2006).

Cuadro 1. Inventario Nacional de Humedales Artificiales.

| Estado | No. | Q op (l/s) | Estado | No. | Q op (l/s) |
|-----------------------|-----------|---------------|-----------------|--------------|---------------|
| Chiapas | 1 | 2.8 | Querétaro | 1 | 1.3 |
| Chihuahua | 1 | 0.7 | San Luis Potosí | 2 | 10.7 |
| Jalisco | 2 | 5.0 | Sinaloa | 1 | 7.0 |
| México | 1 | 5.0 | Sonora | 1 | 4.0 |
| Michoacán de Ocampo | 4 | 15.1 | Tabasco | 2 | 135.0 |
| Nayarit | 3 | 5.0 | Tamaulipas | 1 | 5.0 |
| Oaxaca | 38 | 143.7 | Tlaxcala | 3 | 141 |
| Total nacional | 64 | | | 357.8 | |

Fuente: CONAGUA, 2009.

En 2009, México trató un caudal de 357.8 L s⁻¹ de agua residual en 64 humedales construidos en los estados de Chiapas, Chihuahua, Jalisco, México, Michoacán de Ocampo, Nayarit, Oaxaca, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas y Tlaxcala (CNA 2009), los cuales representaron 0.41 % del total del caudal tratado (**Cuadro 1**) (CONAGUA, 2009).

3.5. Clasificación de los humedales artificiales

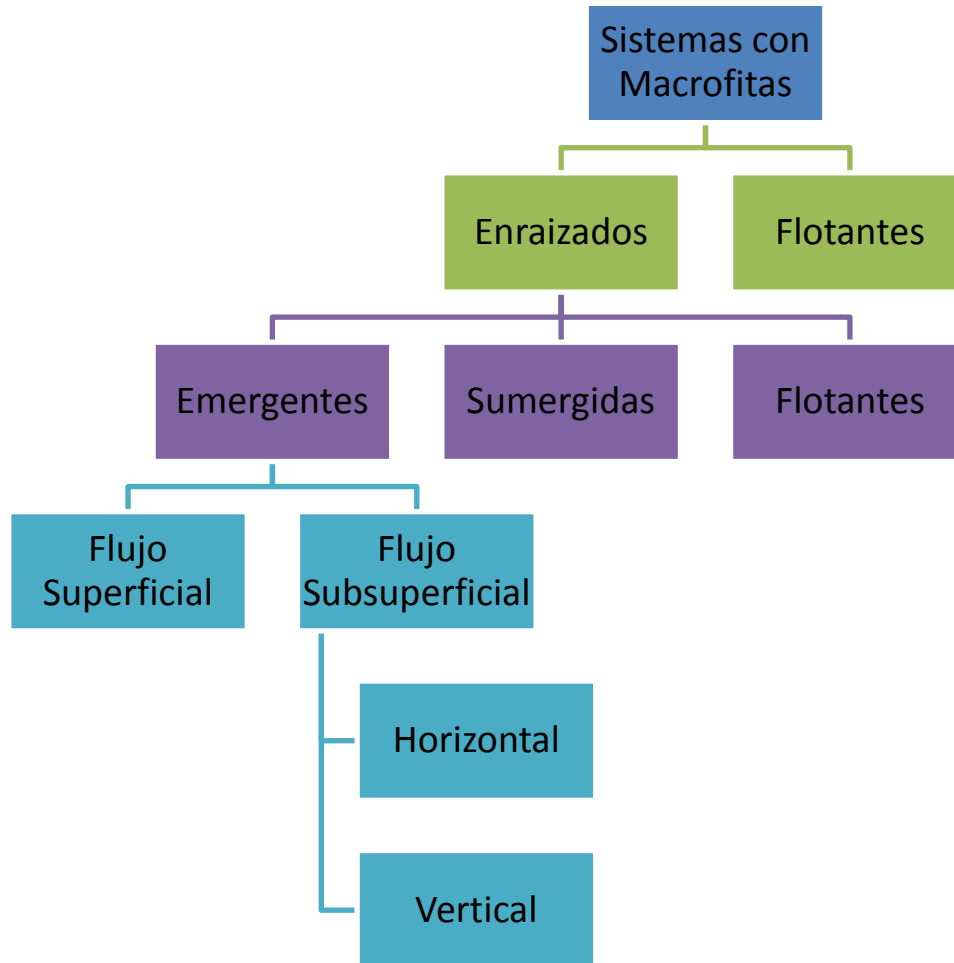


Figura 5. Esquema de clasificación de los sistemas de depuración con macrofitas, (Delgadillo *et al.*, 2010).

Los humedales artificiales pueden ser clasificados según el tipo de macrófitas que empleen, fijas al sustrato (enraizadas) o flotantes libres (figura 5) (Delgadillo *et. al.*, 2010).

Considerando la forma de vida en los sistemas de tratamiento pueden ser hojas flotantes, sumergidas o enraizadas emergentes, dentro de los últimos se encuentran:

Los humedales de flujo superficial (HAFS), parecidos a los humedales naturales en apariencia ya que cuentan con plantas acuáticas que están enraizadas al suelo en el fondo del humedal y el agua fluye a través de las hojas y tallos de las plantas (**Figura 6**) (EPA, 2000; Delgadillo *et. al.*, 2010).

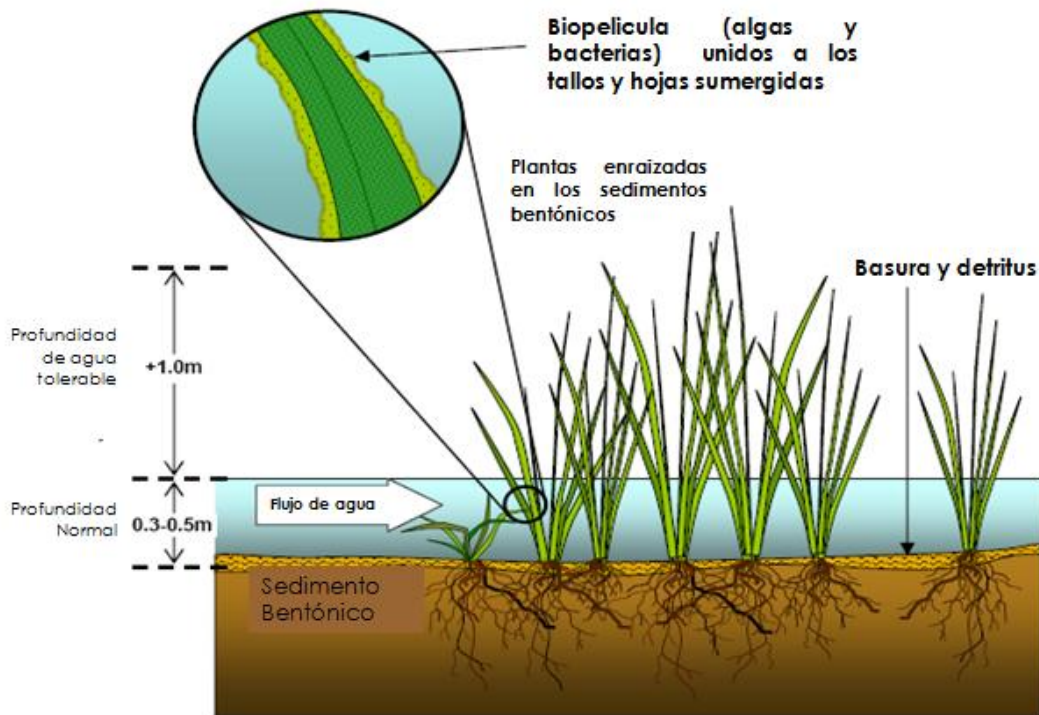


Figura 6. Detalle de Humedal de Flujo Superficial (HFS), (Delgadillo *et al.*, 2010).

Mientras que los humedales de flujo subsuperficial (HAFSS), cuentan con un sustrato donde es plantada una variada vegetación acuática y las aguas residuales fluyen bajo la superficie del medio, en contacto con las raíces y rizomas de las plantas y no es visible o disponible para la fauna y flora (EPA, 2000). Esta capa presta mayor protección térmica evitando así problemas de congelación en climas fríos, (Sanchez *et. al.*, 2011).

Por otro lado, los humedales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) se diferencian de los de flujo vertical (HAFSSV) por que en el primero, el agua fluye lateralmente a través del medio con una profundidad de 0.6 m. mientras que los sistemas verticales (HAFSSV), reciben las aguas residuales de arriba hacia abajo, sometiendo a ciclos de llenado, infiltración y vaciado de agua (**Figuras 7 y 8**).

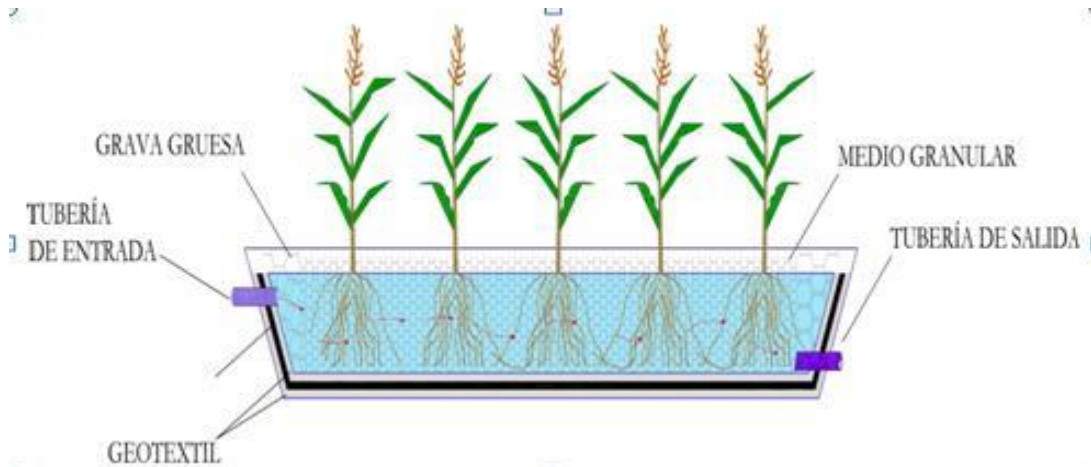


Figura 7. Componentes y estructura de un Humedal Subsuperficial de Flujo Horizontal (HSSFH).

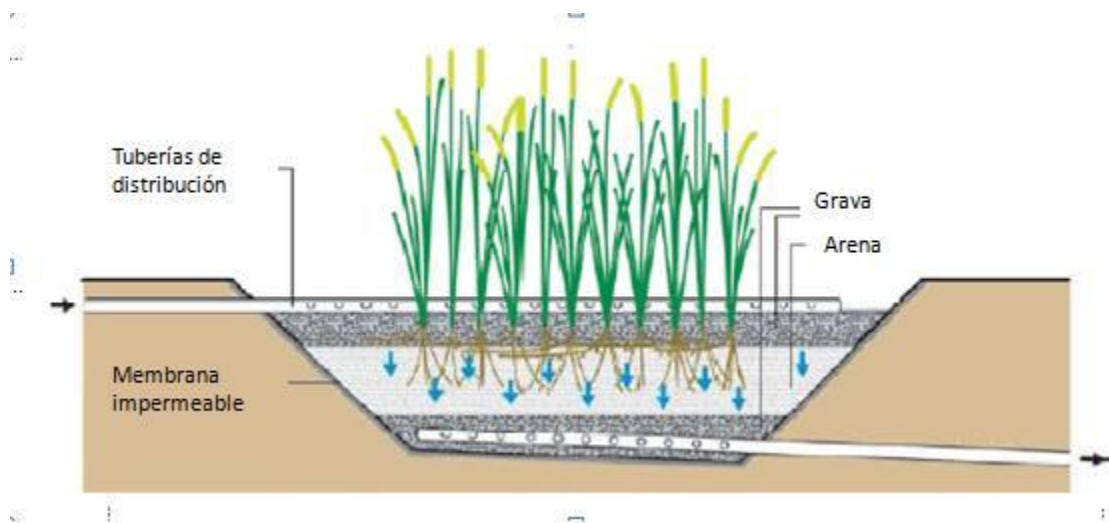


Figura 8. Detalle estructural de un Humedal Subsuperficial de Flujo Vertical (HSSFV).

Una variante de estos sistemas que emplean las raíces de plantas de crecimiento emergente como una alfombra flotante sobre la superficie del agua, son los tratamientos de humedales flotantes Artificiales (HFA).

Los humedales de tratamiento flotante se distinguen de los sistemas de libre flotación de vegetación acuática en el hecho de que las plantas están apoyadas en una estructura de balsa flotante y arraigada en el suelo o sobre esteras entrelazadas de sus propias raíces y rizomas flotantes acumulando así, restos vegetales y materia orgánica. Debido a que flotan en la superficie del agua, los humedales flotantes son poco afectados por

las fluctuaciones de los niveles de agua y evitan el estrés hídrico a las plantas. Pueden ser comparados con un sistema hidropónico, ya que las plantas adquieren los nutrientes directamente de la columna de agua en la que sus raíces están suspendidas (Figura 9) (Headley *et. al*, 2006).

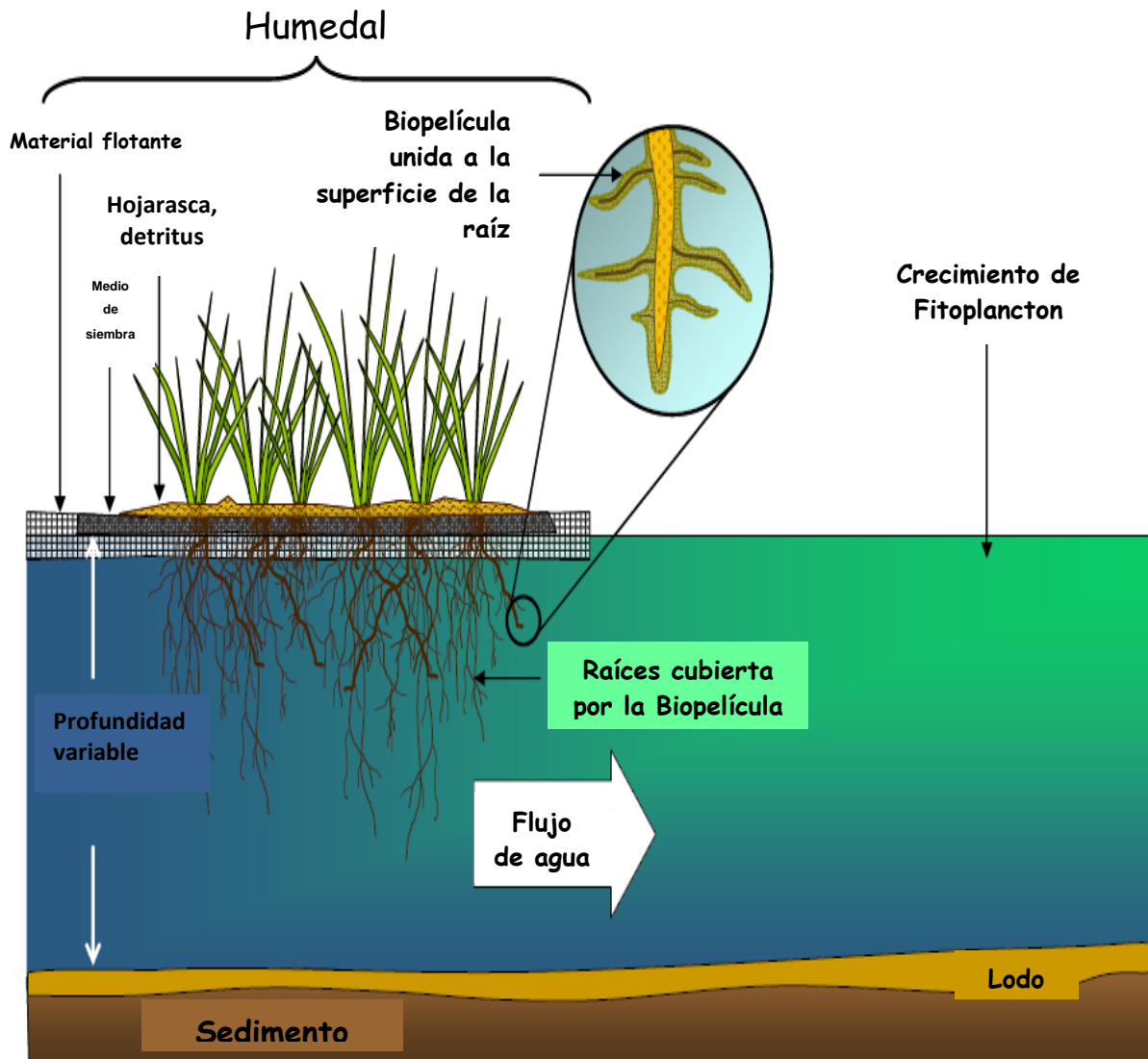


Figura 9. Estructura y componentes de un Humedal Flotante Artificial (HFA) (Delgadillo, et al. 2011).

3.6. Humedales Flotantes Naturales

Sasser *et. al.* (1991) define una comunidad natural flotante como "un pantano de vegetación vascular con una alfombra importante de raíces vivas y muertas, turba y detritos, que flota sobre una capa de agua". Los

procesos ecológicos en un humedal flotante pueden ser extremadamente diferentes a las de los pantanos más comunes (Sasser *et al.* 1991). Mientras que los pantanos conectados pueden experimentar períodos alternos de inundación y sequía, el nivel del agua en un humedal flotante es efectivamente constante con respecto a la vegetación. Swarzenski *et al.* (1991) informan que es la capa de alfombra la que proporciona flotabilidad, mientras que la capa de turba, contribuye muy poco a la flotación.

El estudio de Hogg y Wein (1987) en un humedal con *Typha*, indican que el crecimiento de la estera se produce principalmente desde el centro a través de la deposición de órganos subterráneos (raíces y rizomas) en lugar de la acumulación de material en la superficie de la estera.

3.7. Diseño de Humedales Flotantes Artificiales

Los Humedales Flotantes Artificiales (HFA) se han utilizado para un número limitado de aplicaciones, como la mejora de la calidad del agua, la mejora del hábitat y con fines estéticos en los estanques ornamentales.

Para su construcción, una estructura artificial puede ser necesaria para proporcionar la flotación durante los primeros años y facilitar el establecimiento de las plantas hasta que la auto-flotación se consigue. Kerr-Upal *et al.* (2000) sugieren que para determinar los materiales y métodos de construcción utilizados en su creación se debe considerar factores como la durabilidad, funcionalidad, flotabilidad, porosidad, la retención de agua, capilaridad, flexibilidad, anclaje, peso, la sensibilidad ambiental y costo. Sin embargo, es importante tener en cuenta que la selección de especies vegetales es un factor crítico en el mantenimiento de un humedal auto-flotante ya que el equilibrio entre el agua disponible y la aireación es esencial para el establecimiento de plantas sanas (Headley y Tanner, 2006).

El peso húmedo y flotabilidad relativa de los medios pueden ser temas importantes también, si el material es propenso a convertirse en anegados y pesados, puede afectar negativamente a la flotabilidad del humedal flotante.

El sustrato flotante del humedal consiste de una gruesa capa orgánica, de raíces vivas entrelazadas, que sube y baja con el nivel de agua (Swarzenski

et al, 1991). El límite entre el suelo saturado e insaturado se mantiene constante, lo que debería reducir al mínimo los factores hidrológicos como una fuente de variación en el crecimiento de las plantas y otros procesos biogeoquímicos (Sasser *et al.* 1995). Ya que los humedales flotantes rara vez experimentan inundaciones, los sustratos flotantes se caracterizan por ser predominantemente de origen orgánico, con muy poco contenido de minerales (Swarzenski *et al.* 1991).

En general, la denominada "zona de alfombra" (de espesor variable de 40 a 60 cm), se compone de una capa densa de raíces vivas entrelazadas, algunas muertas y en descomposición. Por debajo de la zona radicular se desarrolla una capa de composta de turba y detritus vegetal en descomposición que se adhiere a las raíces.

Debajo de la capa de turba en una zona relativamente clara de la columna de agua, que varía en profundidad con el nivel del agua, se forma una capa de lodo orgánico que cambia con la profundidad de la turba (Azza *et al* 2000).

La alfombra combinada y las capas de turba se mueven verticalmente con los cambios en el nivel del agua. El límite entre las zonas aeróbicas y anaeróbicas suele ser inferior a 5 cm por debajo de la superficie de la alfombra flotante (Hogg y Wein, 1987).

La estructura, composición y espesor de la alfombra flotante pueden ser afectados por el hábito de crecimiento y productividad de las especies de plantas dominantes. Por ejemplo, Azza *et al.* (2000) indicaron que las alfombras de papiro consistían en una estructura flexible, relativamente delgada que cruzan rizomas leñosos interconectados, con los intersticios llenos de un lodo de color marrón oscuro de los restos orgánicos. En un área adyacente dominado por *Miscanthidium*, la alfombra era más sólida, compacta y gruesa, que consiste en una malla muy fina de entrelazadas raíces adventicias y laterales y vellos radiculares fuertemente unidos en una masa esponjosa. Azza *et al.* (2000) concluyeron que la estructura más flexible de la estera de papiro permitió un intercambio más libre de agua de la zona del tapete, y por lo tanto una mayor capacidad para las transformaciones de contaminantes, que en la estera densa de *Miscanthidium*.

El espesor del flota-sustrato, tiende a llegar a un equilibrio bastante estable en los sistemas naturales. El espesor máximo de una alfombra tiende a estar relacionado con la máxima profundidad de enraizamiento de la vegetación. Las raíces juegan un papel importante en la unión de la materia orgánica en conjunto (Headley *et. al*, 2006).

Estos procesos de contrapeso que determinan el espesor de la estera de equilibrio pueden obstruir un humedal de tratamiento flotante, donde se utiliza un sustrato artificial, como flotantes de poliéster, para la planta y el establecimiento de flotación. A pesar que Hogg y Wein (1987) afirman que la matriz artificial puede proporcionar una barrera contra la depositación de la materia orgánica en la superficie, como restos de plantas; en un sistema natural, la mayor parte de este material migra hacia abajo en la capa de turba, y finalmente, se separa de la parte inferior del tapete flotante y se deposita en los sedimentos bentónicos (Headley *et. al*, 2006).

En un humedal flotante natural, la auto-flotación se mantiene como resultado de dos factores principales: la retención dentro de la matriz de los gases generados durante el metabolismo anaeróbico de los depósitos orgánicos, y la aparición de espacios de aire dentro de la biomasa viva, en especial los rizomas de la vegetación (Headley *et. al*, 2006).

La contribución relativa de estos dos procesos a la flotabilidad de un determinado pantano variará dependiendo de la especie, la edad, la fase de crecimiento y las tasas de generación de metano de los lodos acumulados. Estos procesos también tienden a variar según la temporada, debido al efecto de la temperatura sobre la actividad metabólica, producción de gas, y la tasa de crecimiento de las plantas. Por lo tanto, los procesos que contribuyen a la flotabilidad del tapete tienden a ser más activos durante el verano (Swarzenski *et al*. 1991).

Las plantas sirven como superficie para el desarrollo de microorganismos (biopelícula), participan en la conversión del amoníaco y asimilan el fósforo y el nitrógeno disuelto que se convierten en biomasa vegetal. Por último, influyen en las corrientes de agua y facilitan la floculación de la materia en suspensión, en la superficie de los órganos de las plantas sumergidas (Vymazal *et. al.*, 1998).

Debido a la ausencia de luz debajo de la alfombra flotante, la biopelícula que se desarrolla en las raíces tiende a ser predominantemente bacteriana. Por el contrario, en un humedal de flujo superficial la biopelícula incluye algas, bacterias y perifiton. Estas diferencias pueden tener un efecto sobre la eficiencia de eliminación y las vías de ciertos contaminantes (Headley *et. al*, 2006). Otros procesos que pueden resultar importantes incluye la absorción de nutrientes y metales por la planta, la mejora de las condiciones anaeróbicas (los procesos biogeoquímicos) y la unión de los contaminantes en la piscina de sedimentos en la columna de agua por debajo de la alfombra flotante (Headley *et. al*, 2006).

La alfombra de vegetación flotante ofrece una barrera contra la re-oxigenación de la columna de agua, que induce anoxia, y proporciona una fuente continua de carbono orgánico de la biomineralización y estabilización de los elementos particulares, como los metales en los sedimentos.

Un enfoque más pasivo para introducir el oxígeno en la columna de agua puede ser la inclusión de secciones abiertas de agua en todo o después de un sistema de tratamiento de humedales flotante, lo que facilita los procesos de fotosíntesis y la difusión. De esta manera, la manipulación de la relación del estanque con la cobertura de los humedales flotantes puede ser un parámetro de diseño importante para controlar el estado de oxígeno disuelto en el agua. Las zonas abiertas de agua podrían ser incorporadas en el diseño de diversas maneras (Headley *et. al*, 2006).

Una de las principales ventajas de los tratamientos de humedales flotantes sobre los humedales convencionales, es su capacidad para hacer frente a las profundidades variables, que son típicas de los sistemas por eventos pluviales (Headley *et. al*, 2006).

3.8. Vegetación de los humedales flotantes

Las plantas de los humedales requieren condiciones ambientales óptimas en cada fase de su ciclo vital, además de muchos macro y micronutrientes en proporciones adecuadas para un crecimiento sano, como nitrógeno y fósforo que son nutrientes esenciales para su desarrollo (EPA, 2000).

En los ecosistemas naturales, las especies que tienen la capacidad de formar parte de los humedales flotantes son *Typha latifolia*, *T. angustifolia*,

Phragmites australis, *Panicum hemitomom*, *Glyceria máximos*, *Carex lasiocarpa*, *Menyanthes trifoliadas*, *Gale myrica*, y *Chamaedaphne calyculata* (Headley et. al, 2006).

Las macrófitas están adaptadas a crecer bajo condiciones de suelos saturados por agua, porque tienen desarrollado un sistema de grandes espacios aéreos internos. Estos sistemas internos les permiten la provisión de aire bajo condiciones de suelo saturado con agua desde la atmósfera hacia las raíces y rizomas. En algunas especies este sistema ocupa más del 60% del volumen total del tejido.

Poseen varias propiedades que hacen de ellas un importante componente de los humedales contruidos, como la estabilización de la superficie y la prevención de taponamientos de la matriz. Además, proveen buenas condiciones para la filtración física y una superficie grande para el crecimiento microbiano adjunto, así como la transferencia de oxígeno a la rizósfera.

Otro hecho importante, especialmente en climas templados, es la capacidad de aislamiento térmico de las macrófitas. En invierno, la capa de tejido muerto que cubre la superficie protege del frío y por lo tanto de las disminuciones de temperatura del agua residual.

En un modelo artificial de granja de truchas de Ejstrupholm con un grado de cobertura del 80%, las principales especies de plantas en los estanques fueron la grama de ciempiés o hierba de maná (*Glyceria spp.*), lenteja de agua (*Lemna spp.*), barbona o tomillo de agua (*Hydrilla verticillata*), algas filamentosas y la pamplina o hierba gallinera (*Stellaria genus, Stellaria spp.*), (OPP, 2006). Además de reducir el impacto ambiental en la producción de peces, los humedales pueden ser utilizados para la producción secundaria de especies de alto valor que podrían suponer un ingreso adicional (OPP, 2006).

3.9. Mecanismos de Remoción

El nivel trófico requiere bacterias para funcionar en todas sus complejas transformaciones de energía. En un humedal construido, existe un nivel trófico que se nutre de las aguas residuales y que proporciona la energía almacenada en moléculas orgánicas. La actividad microbiana es importante en las transformaciones de nitrógeno en diferentes formas

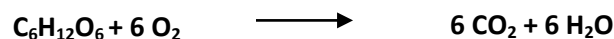
biológicamente útiles y la absorción de fósforo en formas solubles disponibles para las plantas (EPA, 2000).

Las algas pueden afectar al rendimiento del tratamiento de los humedales ya que bloquean la penetración de luz en la columna de agua a la vegetación, lo que resulta en la reducción de oxígeno disuelto (OD). La presencia de agua libre, sin sombra cerca de la salida de un humedal artificial generalmente promueve la proliferación de especies de fitoplancton estacional, que se traduce en elevadas concentraciones de sólidos en suspensión y las formas de partículas de nutrientes en el efluente (EPA, 2000).

3.9.1. Materia orgánica

La remoción de materia orgánica tiene lugar principalmente mediante biodegradación aeróbica o anaeróbica y una pequeña porción también es removida por procesos físicos como la sedimentación y filtración, cuando la materia orgánica es fijada a los sólidos suspendidos. La biodegradación es realizada por los microorganismos que están adheridos a la planta, en particular a las raíces y a la superficie de los sedimentos (Delgadillo *et al.*, 2010).

La degradación aeróbica, se lleva a cabo por microorganismos aerobios quimioheterótrofos, principales responsables de la remoción del material orgánico, ya que participan en oxidación de compuestos orgánicos y en la liberación de amonio, por tanto, la presencia de oxígeno disuelto es un factor limitante. Mientras que, los aerobios quimioautótrofos, oxidan el nitrógeno amoniacal a nitrito y nitrato, este último proceso es llamado nitrificación (Delgadillo *et al.*, 2010).



La degradación anaeróbica se produce en varias etapas y en las zonas de humedal donde hay ausencia de oxígeno disuelto. El proceso es realizado por bacterias heterótrofas de tipo anaerobio estricto o facultativo. (Cooper, 1996)

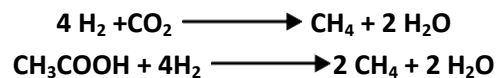
La primera fase es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas (proteínas, hidratos de carbono y lípidos) son hidrolizadas por enzimas

extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles más sencillos (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos de cadena larga) que son fermentados por las bacterias acidogénicas dando lugar, principalmente, a ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios. Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, mediante la acción de los microorganismos acetilénicos (Figura 10) (Sánchez & Millares, 2011).

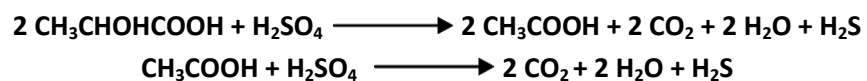


Otros grupos de bacterias degradan los productos intermedios. En función del sustrato existente se pueden dar varios procesos, los más importantes son:

Metanogénesis:



Sulfatoreducción:



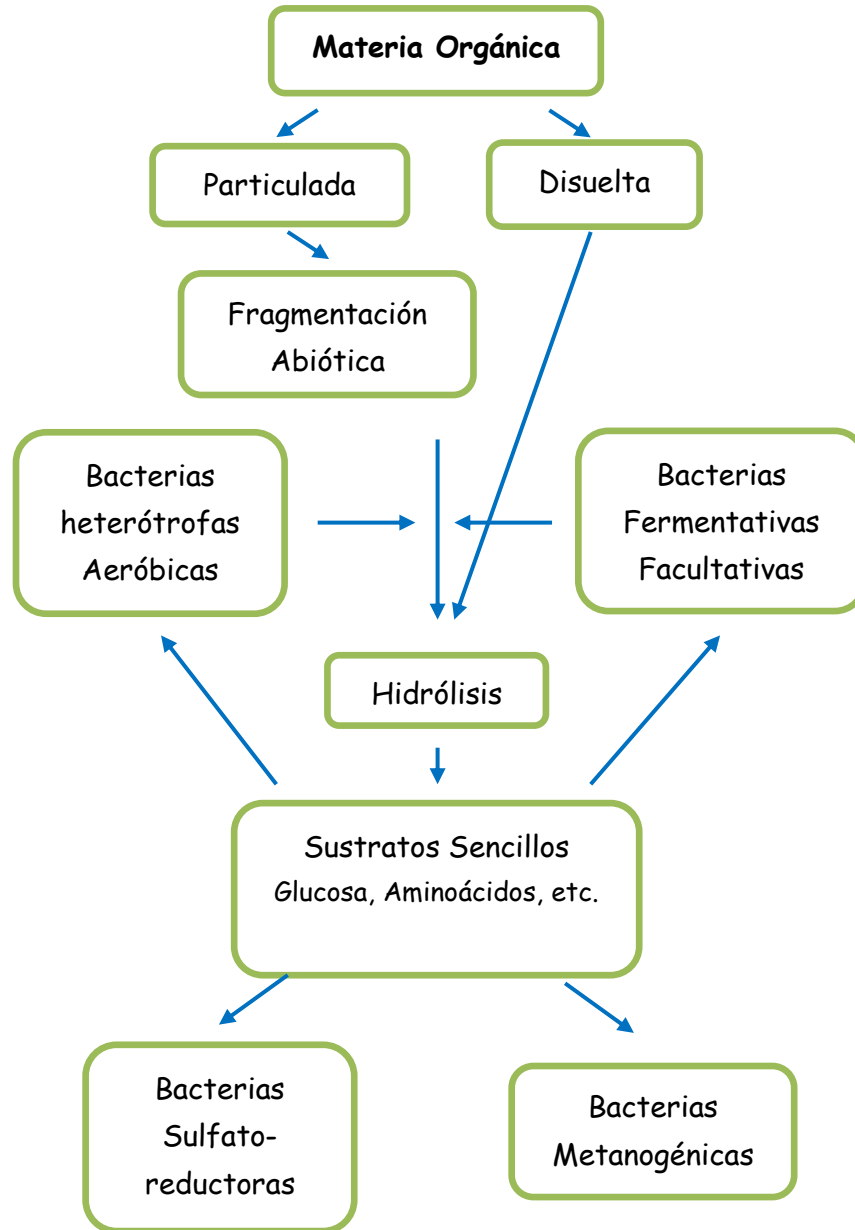


Figura 10. Esquema simplificado de los procesos que intervienen en la degradación de la materia orgánica en los humedales (Sánchez & Millares, 2011).

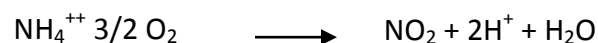
3.9.2. Remoción de nitrógeno

El nitrógeno se puede encontrar en la naturaleza como nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal (NH_4^+) o nitrógeno oxidado (NO_2^- y NO_3^-).. Los procesos que intervienen en la eliminación del amonio son la volatilización, adsorción, asimilación y bitrificación-denitrificación (Sánchez & Millares, 2011).

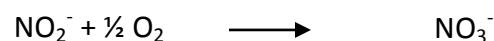
Los principales mecanismos de remoción de nitrógeno en humedales artificiales son la nitrificación y la denitrificación, que ocurren en diferentes zonas del sustrato (Delgadillo *et. al.*, 2010).

La amonificación ocurre en las zonas aerobias, como también en zonas anaerobias, por la mineralización del nitrógeno contenido en los orgánicos. La nitrificación requiere la presencia de oxígeno disuelto, amonio o nitrito como fuente de energía y dióxido de carbono como fuente de carbono. La oxidación en sí ocurre en dos estadíos, cada uno involucra diferentes especies de bacterias nitrificantes quimioautótrofas (Delgadillo *et. al.*, 2010).

En el primer paso las bacterias del género *Nitrosomas*, oxidan iones amonio a nitrito (nitrificación). En este paso, la liberación de iones de hidrógeno baja el pH, por lo que es necesario un medio fuertemente alcalino para mantener un pH en el rango de 7.5 a 8.6 (Cooper, 1996).

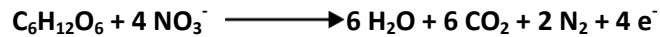


En cambio el género *Nitrobacter* es responsable para la transformación de nitrito a nitrato.



El nitrógeno en forma de nitratos (NO_3^-) es químicamente estable, muy móvil y muy soluble en agua. La vía de eliminación más importante en los humedales construidos es la denitrificación y la posterior liberación de los gases de óxido de nitrógeno (N_2O) y de nitrógeno molecular N_2 (Sánchez, *et. al.*, 2011).

La denitrificación es el paso final en la remoción de nitrógeno. Ocurre bajo condiciones anóxicas, o con una concentración menor a 2% de saturación, pero donde el oxígeno está disponible en fuentes tales como el nitrato, nitrito o incluso sulfato.



Un amplio rango de bacterias anaeróbicas facultativas, siendo las más comunes *Pseudomonas sp.*, *Achromobacter sp.* y *Aerobacter sp.*, realizan el proceso. Toda la reacción que incluye como primer paso la conversión de nitrato a nitrito, seguida por la producción de óxido nítrico y gas nitrógeno, puede ser resumida como sigue:



Los tres productos son gaseosos, pero mayormente el gas nitrógeno es perdido en la atmósfera debido a que los primeros dos productos son pasajeros en la mayoría de los casos. Similar al proceso de nitrificación, la denitrificación es también fuertemente dependiente de la temperatura y es necesario suficiente carbono como fuente de energía para que la bacteria realice la conversión (Delgadillo *et. al.*, 2010).

Otro proceso de eliminación de nitrógeno es la asimilación por parte de las plantas, generalmente de amonio ya que es el más abundante. El nitrógeno se incorpora a la biomasa y durante su senescencia anual, puede retornar al humedal, por este motivo se recomienda podar la vegetación justo antes de este periodo. Se puede conseguir por medio de las plantas entre un 10 y 20% de eliminación de nitrógeno (Sánchez, *et. al.*, 2011).

3.9.3. Remoción de fósforo

El fósforo está presente como ortofosfato, polifosfato y fosfato orgánico. El último es un constituyente menor de la alcantarilla y como los polifosfatos, requieren una posterior descomposición a una forma de ortofosfato más asimilable. Cerca del 25% del fósforo total fijado en la alcantarilla está presente como ortofosfatos tales como PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 , que están disponibles para el metabolismo biológico inmediato. Por lo tanto, en

términos de utilización, en la planta de tratamiento lo que importa es la concentración de fosfato orgánico antes que la concentración de fósforo total (Delgadillo *et al.*, 2010).

La remoción de ortofosfato ocurre principalmente como una consecuencia de la adsorción, complejización y reacciones de precipitación con Al, Fe, Ca y materiales arcillosos en la matriz del sustrato. El consumo de fósforo por la planta puede ser considerado como insignificante comparado con los efectos de adsorción, valores de alrededor del 3% de la carga anual han sido reportados. Dependiendo del valor de pH dentro del sustrato, el fósforo está presente en la forma de sal soluble o minerales insolubles, lo cual significa que el fósforo puede ser transferido dentro de un humedal artificial. Debido al contenido de óxidos metálicos en el sustrato, la fijación de fósforo como fosfatos por medio de la adsorción varía (Delgadillo *et. al.*, 2010).

3.9.4. Remoción de metales pesados

Los metales traza tienen una alta afinidad para la adsorción y complejización con material orgánico y se acumulan en la matriz de un humedal construido. Los metales pueden encontrarse en formas solubles o como partículas asociadas, siendo las primeras las formas más biodisponibles.

Los procesos físico químicos tales como la adsorción, precipitación, complejización, sedimentación, erosión y difusión, determinan la distribución entre las partículas y las fases disueltas. Los parámetros específicos que controlan la sedimentación en el agua incluyen la relación de flujo/sólidos suspendidos, condiciones óxicas/anóxicas, fuerza iónica, pH, contenidos de carbono orgánico particulado y disuelto, concentraciones de ligantes inorgánicos y orgánicos y movilización de metales mediante reacciones bioquímicas.

Desafortunadamente, la resolubilización de metales desde los humedales artificiales es una causa de preocupación (Cooper, 1996). La adsorción involucra la unión de las partículas (o sustancias disueltas en solución), en partes de la planta o a la superficie de la matriz. En una reacción de intercambio catiónico, los iones metálicos positivamente cargados en solución se unen a los sitios negativamente cargados en la superficie del material adsorbente.

La fuerza atractiva para el intercambio catiónico es electrostática y la medida de esta fuerza depende de un amplio rango de factores. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) de un material es una medida del número de puntos de unión por masa o volumen.

Cuadro 2. Mecanismos de remoción de contaminantes en Humedales Artificiales.

| Contaminante | Procesos de Remoción |
|---|---|
| Materia orgánica (medida como DBO) | Degradación Biológica / Sedimentación |
| Contaminantes orgánicos | Adsorción / Volatilización / Fotólisis / Degradación Biótica -Abiótica |
| Sólidos Suspendidos | Sedimentación / Filtración |
| Nitrógeno | Sedimentación / Nitrificación – desnitrificación / absorción microbiana / Adsorción por las Plantas / Volatilización |
| Fósforo | Sedimentación / Filtración / adsorción / Adsorción de Microbiana y Plantas |
| Patógenos | Mortandad natural / Sedimentación / filtración / predación / la degradación UV / adsorción |
| Metales Pesados | Sedimentación / Adsorción / Adsorción de Plantas |

Fuente: Tousinnant *et. al.*, 1999

1.1.1. Remoción por bacterias

Los organismos importantes, desde el punto de vista de la salud pública son las bacterias patógenas y los virus. Todos los patógenos son capaces de sobrevivir al menos un corto tiempo en agua natural, y más aún, en agua con temperaturas más frías y con presencia de contaminación orgánica (como en las aguas residuales).

La remoción por estos microorganismos está basada en una combinación de factores físicos, químicos y biológicos. Los factores físicos incluyen la filtración, sedimentación, agregación y acción de la radiación ultravioleta. Los mecanismos biológicos incluyen, como se mencionó antes, predación y ataque por bacteriófagos y también la muerte. El paso del agua por

fases aeróbicas y anaeróbicas, cambios de temperatura y PH, debilitarán y/o eliminarán a los microorganismos que no estén acostumbrados a éstos cambios de medio (Sánchez *et. al*, 2011).

Finalmente, los factores químicos son la oxidación, adsorción y la exposición a toxinas fijadas por otros microorganismos y exudadas por las raíces de las plantas (aunque la cantidad de estos antibióticos causa dudas respecto a su efectividad para afectar a los patógenos).

1.2. Antecedentes de humedales flotantes

Investigaciones hechas en Australia y China han demostrado la habilidad de *V. zizanioides* para soportar condiciones climáticas y edáficas muy adversas, incluyendo niveles elevados de sal, acidez, alcalinidad, sodicidad, así como toda una gama de metales pesados, por lo que es eficaz en el control de erosión de suelos, tratamiento de lixiviados y efluentes generados por plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales.

En los últimos años ha sido usada en más de 40 países con climas tropicales y subtropicales para varios propósitos de protección ambiental. También muestra su extraordinaria capacidad para absorber y tolerar niveles extremos de nutrientes y consumir una gran cantidad de agua para un crecimiento masivo (Truong, *et. al*. 1996; Truong, *et. al.*, 2001; Truong, 2004). Un estudio sobre Vetiver dirigido por Warner, *et. al.*, 2004, demostró una respuesta positiva al suministro de Nitrógeno en dosis de hasta 6000 kg/ha/año, sin efectos adversos aparentes de crecimiento, debido a sus características morfológicas y fisiológicas.

Summerfelt, *et. al*. 1999 evaluaron *V. Zizaniodes* para tratar efluentes de sólidos producidos en la acuicultura en humedales construidos de flujo vertical y flujo horizontal, donde se eliminó el 98 y 96% SST, el 91 y 72% de DQO total, el 81 y 30% DBO respectivamente, y de 82 a 93% para nitrógeno total, fósforo y fosfato disuelto. Xiong, *et. al*. 2011 en un sistema integrado, en donde Vetiver fue plantado en un humedal de flujo vertical (HFV) coinciden en una reducción de 92.41 % de NT.

Para determinar la eficiencia del pasto vetiver en la mejora de la calidad de las aguas residuales domésticas, se realizó un ensayo de tipo hidropónico, utilizando una mezcla de agua negra y agua gris. Los

resultados mostraron una eliminación del 94% para NT y 90% para PT (Truong, *et. al.*, 2001).

En México Torres *et. al.* (2010) evaluaron *Vetiveria zizanioides* para la remoción de altos valores de cromo en lodos residuales de la industria curtiembre, sin embargo, no se han reportado estudios sobre remoción de materia orgánica en el tratamiento de aguas residuales.

1.3. Biología de *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash

Miembro de la familia Poaceae, *Vetiver zizanioides* ó *Chrysopogon zizanioides* es comúnmente conocida en África como *Khas-Khas*, con inflorescencia y semilla estéril, crece en grandes macollos a partir de una masa radicular muy ramificada, sus tallos alcanzan una altura de 1.5 m y las hojas hasta 75 cm de largo (Rao *et. al.*, 2000; Grajera, 2009).

Es un pasto perene con raíces adventicias fibrosas que alcanzan una profundidad de 3.6 m en 12 meses y hasta 5 m de largo. Crece en suelos franco arenosos a suelos arcillosos, de muy ácidos a ligeramente alcalinos con un pH de 4-7,5. Puede resistir hasta temperaturas de -9°C desde el nivel del mar hasta los 2500 msnm y soporta sequías extremas debido a su alto contenido de sales en la savia de sus hojas, así como inundaciones por largos periodos (Alegre, 2007).

Es resistente a plagas y enfermedades, ha demostrado ser ideal para la conservación del suelo y agua y otros usos como la biorremediación, bioingeniería, forrajes, agroforestal, medicinal, artesanal, energía, etc. (Alegre, 2007; Grajera, 2009).

Las raíces aromáticas son fuente de aceite de vetiver, utilizado principalmente en perfumería (Figura 11, a). En algunos países asiáticos las raíces se entretajan en alfombras gruesas y son colgadas frente las puertas. En la India se han utilizado como esteras para aromatizar a una habitación y es un importante ingrediente del curry (Rao *et. al.*, 2000).



Figura 11. Usos y atributos fisiológicos de *Vetiver zizanioides*: (a) aceite Vetiver, (b) vista de raíces fibrosas, (c, e) artesanías elaboradas con raíces de vetiver, (d, f) remediación de suelo y tratamiento de aguas residuales.

Un atributo recientemente descubierto es su capacidad para purificar el agua, y así ayudar en el tratamiento de aguas residuales ya que puede absorber metales pesados, nitrógeno y fósforo (figura 11, f), al ser hidrófila no requiere de un medio para crecer en el agua sólo un sistema de flotación para mantener el equilibrio entre raíces y brotes para que la planta se mantenga en pie (Greenfueltech, 2007). Un desarrollo extenso del aerénquima, las dimensiones de la estela y el patrón de arreglo de las células corticales internas, garantizan a *Vetiver* una adecuada aireación (Castro & Lapp, 2011). Además, su bajo costo, efectividad y simplicidad hace de *Vetiver*, una tecnología innovadora, una solución de color verde, simple, práctico y rentable (Truong et. al, 2008).

Cuadro 3. Atributos fisiológicos de *Vetiver zizanioides* que la hacen una especie importante para tratamiento de aguas residuales.

Los atributos que hacen de *Vetiver* una especie importante para el tratamiento del agua

Muy tolerante a suelos altos en acidez, alcalinidad, salinidad, sodicidad y magnesio.

Muy tolerante a Al, Mn, y metales pesados tales como As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg, Se y Zn en el suelo y el agua.

Altamente eficiente en la absorción de N y P disuelto en agua contaminada.

Muy tolerante a altos niveles de N y P nutrientes en el suelo.

Muy tolerante a los herbicidas y pesticidas.

Regenera rápidamente sequía siguiente, las heladas, el fuego, las adversas condiciones salinas y otros, una vez que esas condiciones adversas se mitigan.

Fuente: Alegre, 2007

Por lo anterior, *V. zizanioides* es una opción para el tratamiento de aguas con altas concentraciones de materia orgánica producida por el cultivo de trucha arcoíris.



2. PROBLEMÁTICA

Debido a la calidad de agua que demanda el cultivo de trucha, actualmente el club campestre Arco Iris Fishing trata el agua residual proveniente del Río Otlata, por medio de Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (HAFSS). Sin embargo, es necesario controlar la salida de materia orgánica que es adquirida al pasar por los estanques de reproducción y crecimiento de los peces, los humedales flotantes son una alternativa para optimizar el tratamiento y mejorar la calidad del agua antes de retomar su cauce natural al ser vertida nuevamente a la barranca Panacuale cuyo destino es el río Otlatla.

3. JUSTIFICACIÓN

El club campestre Arco Iris Sport Fishing, utiliza un sistema abierto para la producción de trucha y pesca deportiva, recibe agua con 5.3 mg L^{-1} de nitrógeno, lo que incrementa severamente la productividad primaria del sistema, por lo que es necesario que las aguas que se vierten al lago arco iris lleven baja concentración de nutrientes. *Vetiver zizanioides* se aclimata fácilmente a condiciones adversas de temperatura, pH y humedad, además por su sistema particular de raíces, se propone su uso en un sistema de humedales flotantes para la remoción de N y P generados por los peces en los sistemas de producción.

4. HIPÓTESIS

Debido a su habilidad para aclimatarse y desarrollarse a diferentes condiciones ambientales y a una altitud de 2500 m, el uso de *Vetiver zizanioides* en humedales flotantes para el tratamiento de aguas residuales generadas, controlará la presencia de compuestos de nitrógeno y fósforo en el lago arcoíris con lo que mejorará la calidad del agua que ingresa a estanques abiertos para cultivo de trucha.

5. OBJETIVOS

General

- ❖ Proponer el diseño de un sistema de humedal flotante con *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash para su establecimiento en la remoción de nitrógeno y fósforo en estanques piscícolas abiertos.

Particulares:

- ❖ Proponer el diseño de un sistema de humedal flotante con *Vetiveria zizanioides* (L.)
- ❖ Determinar la calidad del afluente y efluente del lago arcoíris, a partir de pH, temperatura, Oxígeno Disuelto (OD), DBO, DQO, nitrógeno total kjeldahl (NTK), nitrógeno de nitritos, fósforo total (PT), Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) y sólidos en todas sus formas.
- ❖ Determinar el gasto promedio (Q), TRH, tipo de material de soporte, diseño y número de tapetes vegetales, para los humedales flotantes de un estanque piscícola.
- ❖ Evaluar la aclimatación y desarrollo de Vetiver a través de su crecimiento aéreo y radicular en el efluente con descarga residual.
- ❖ Aplicar el ANDEVA para evaluar si es significativo o no el desarrollo entre lotes con y sin agregado bacteriano.
- ❖ Clasificar calidad del agua residual tratada de acuerdo a los índices de calidad establecidos por CONAGUA 2007.

6. ÁREA DE ESTUDIO

6.1. Ubicación

El municipio de Santa Rita Tlahuapan se localiza en la parte centro-oeste del estado de Puebla. En los paralelos 19° 15' 36" y 19° 27' 54" de latitud norte y los meridianos 98° 29' 18" y 98° 40' 06" de longitud occidental, con una altitud promedio de 2640 msnm. Colinda al Norte con el estado de Tlaxcala, al Sur con el municipio de San Salvador el Verde, al Este con los municipios de San Matías Tlalancaleca y estado de Tlaxcala, al Oeste con el estado de México y Volcán Iztlacíhuatl (INAFED, 2009).

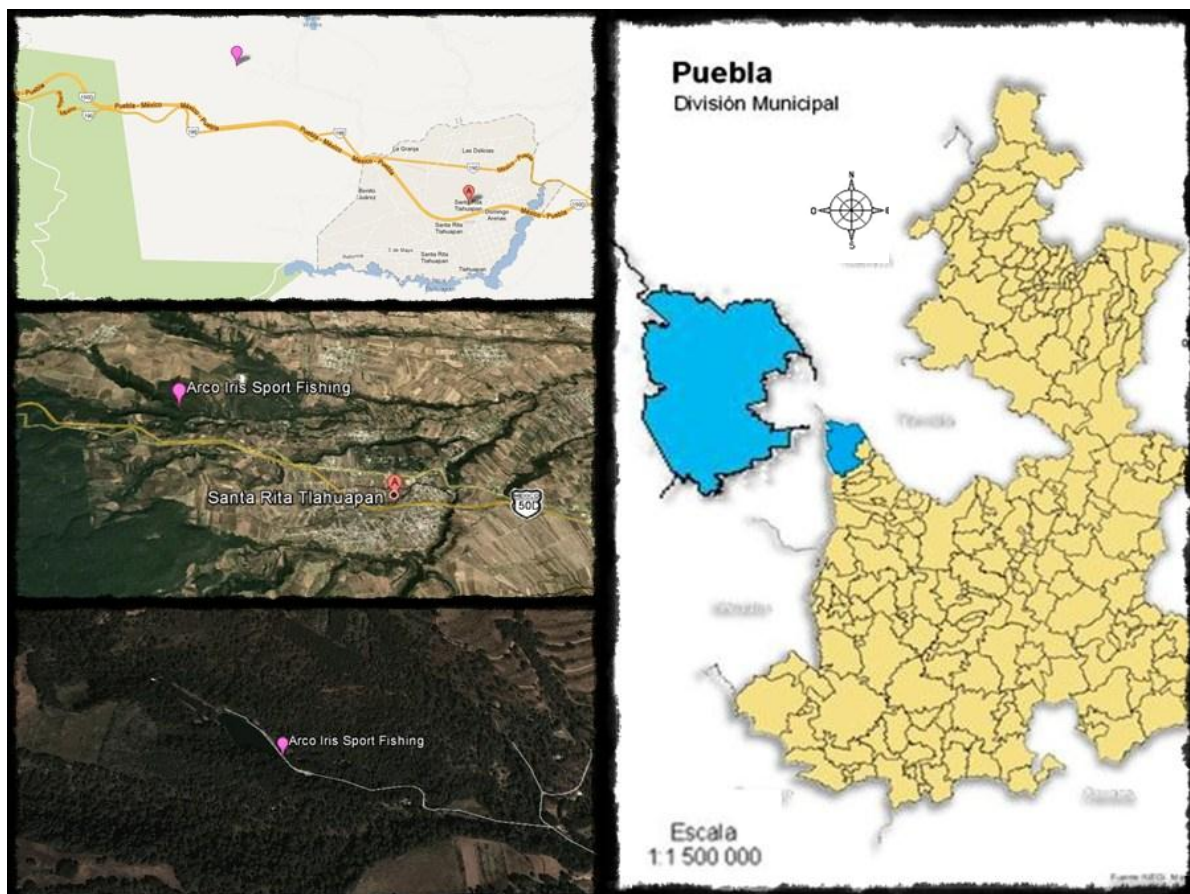


Figura 12. Mapa de zona de estudio, campamento Arco Iris Sport Fishing Santa Rita Tlahuapan, Pue.

6.2. Orografía

La configuración orográfica del municipio está determinada por su ubicación con respecto a la Sierra Nevada, el cual forma parte del sistema volcánico transversal, y recorre de norte a sur el occidente del Valle de Puebla.

6.3. Hidrografía

El municipio pertenece a la cuenca del río Atoyac, tiene su nacimiento cerca del límite de los estados de México y Puebla, en la vertiente oriental de la Sierra Nevada; por su ubicación se localiza en la parte occidental de la cuenca alta del Atoyac. Los ríos que atraviesan el municipio, generalmente oeste a este, son formadores o afluentes del Atoyac, destacando los siguientes: Las Rositas, Río Grande, Chautonco y Ayotla además de gran cantidad de arroyos intermitentes.

Aunado a lo anterior los ventisqueros del Iztaccíhuatl pueden almacenar agua y alimentar los poblados y terrenos de sus faldas en la época de sequía; las rocas y suelos pueden infiltrar el agua hasta grandes profundidades, por lo que al pie de los volcanes puede obtenerse agua de pozos durante todo el año.

6.4. Clima

En el municipio se encuentra la transición de los climas templados del Valle de Puebla, a los semifríos de las partes bajas de la Sierra Nevada. Se identifican en dos climas:

Clima templado subhúmedo con lluvias en verano; es el clima predominante, sobre todo en la zona correspondiente al valle de Puebla.

Clima semifrío subhúmedo con lluvias en verano. Se presenta en las faldas inferiores de la Sierra Nevada.

6.5. Ecosistema

La zona correspondiente al Valle de Puebla es básicamente temporal, también presentan con menor medida áreas de riego y con pastizal inducido.

6.6. Fauna

Con respecto a fauna el municipio cuenta con las siguientes especies: venado de cola blanca, paloma y gato salvaje.

6.7. Economía

En el municipio se realizan actividades de minería, construcción industria manufacturera, comercio, agricultura, ganadería, aprovechamiento forestal y pesca. En los ríos y cuencas llamados Coltzingo, San Rafael, San Martino, Sierra Chica, Chopopa, Agua Azul y Santa Elena, existen las especies implantadas de truchas y mojarras (INEGI, 2009).

7. MATERIAL Y MÉTODO

Se realizó una búsqueda detallada de información electrónica e impresa para la conformación del presente escrito. Fueron consultadas las bases de datos del INEGI, CONABIO y CONAGUA, además de la revisión de artículos especializados en Science Direct, Redalyc, Recercat y Sistema Vetiver.

El trabajo de campo consistió en ocho muestreos de agua residual piscícola del campamento truchero arcoíris conforme a lo establecido en la NOM-AA-003-1980. Dichos muestreos, se realizaron durante un año (enero 2012 – enero 2013).

Las muestras obtenidas fueron trasladadas al Laboratorio de Proyectos Ambientales de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza para la realización de pruebas físicas y químicas mediante las técnicas establecidas en las normas nacionales e internacionales vigentes y métodos normalizados para el análisis de aguas residuales (APHA, 1992) **(Cuadro 4)**.

El índice de calidad del agua se determinó por el método de pesos relativos para cada parámetro propuesto por Brow y clasificado de acuerdo a la tabla de CONAGUA 2007.

El montaje de los humedales, el material, dimensiones y número de balsas fueron considerados a partir de la consulta bibliográfica. Se construyeron dos prototipos. El primero fue evaluado de noviembre 2011 a octubre 2012, se montó en una balsa de PVC (3.8 m²) para facilitar su flotabilidad y malla galvanizada como soporte, en la cual fueron plantados 50 esquejes de *V. zizanioides*, el sustrato empleado fue fibra de coco **(Figura 13)**.

El segundo diseño de noviembre 2012 a octubre 2013, se realizó con balsas de poliuretano de alta densidad como material flotante, con dimensiones de 0.36 m² y 0.20 m de espesor con doce individuos vegetales cada una, **(Figura 14)**.



Figura 13 . Diseño de Humedales Flotantes (A) construidos con tubos de PVC y malla galvanizada (a y b), se colocaron cincuenta individuos por balsa (c, d y e), como sustrato se usó fibra de coco.

Los cuatro lotes fueron evaluados de acuerdo a su crecimiento radicular y aéreo, así como el índice de sobrevivencia de *V. zizanioides* a lo largo de todo el muestreo, el lote 1 con 50 individuos se plantó en el primer prototipo por un año y posteriormente trasplantado al segundo prototipo 1 (b). El lote 2 con 40 esquejes se puso en contacto con agregado bacteriano por 72 horas y probado en el prototipo de poliuretano. El lote 3 con 36 plantas, se mantuvo en contacto con un agregado bacteriano por 30 días previos al contacto con agua residual, por último, el lote 4 con 39 esquejes fue plantado sin agregado bacteriano.



Figura 14. Diseño de Humedales Flotantes (B) hecho con polietileno de alta densidad.

Los datos colectados se analizaron usando EXCEL, el análisis estadístico de ANOVA fue usado para conocer si había diferencia significativa entre los cuatro lotes de *V. zizanioides*.

El índice de sobrevivencia fue medido de acuerdo al número de esquejes muertos por cada lote, en cada mes de muestreo. Para el cálculo de la Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) se aplicó la fórmula propuesta por Leopold y Kriedemann (1975), según la cual:

$$\text{TCR} = \frac{\ln A_2 - \ln A_1}{T_2 - T_1}$$

Dónde:

Ln: Logaritmo natural

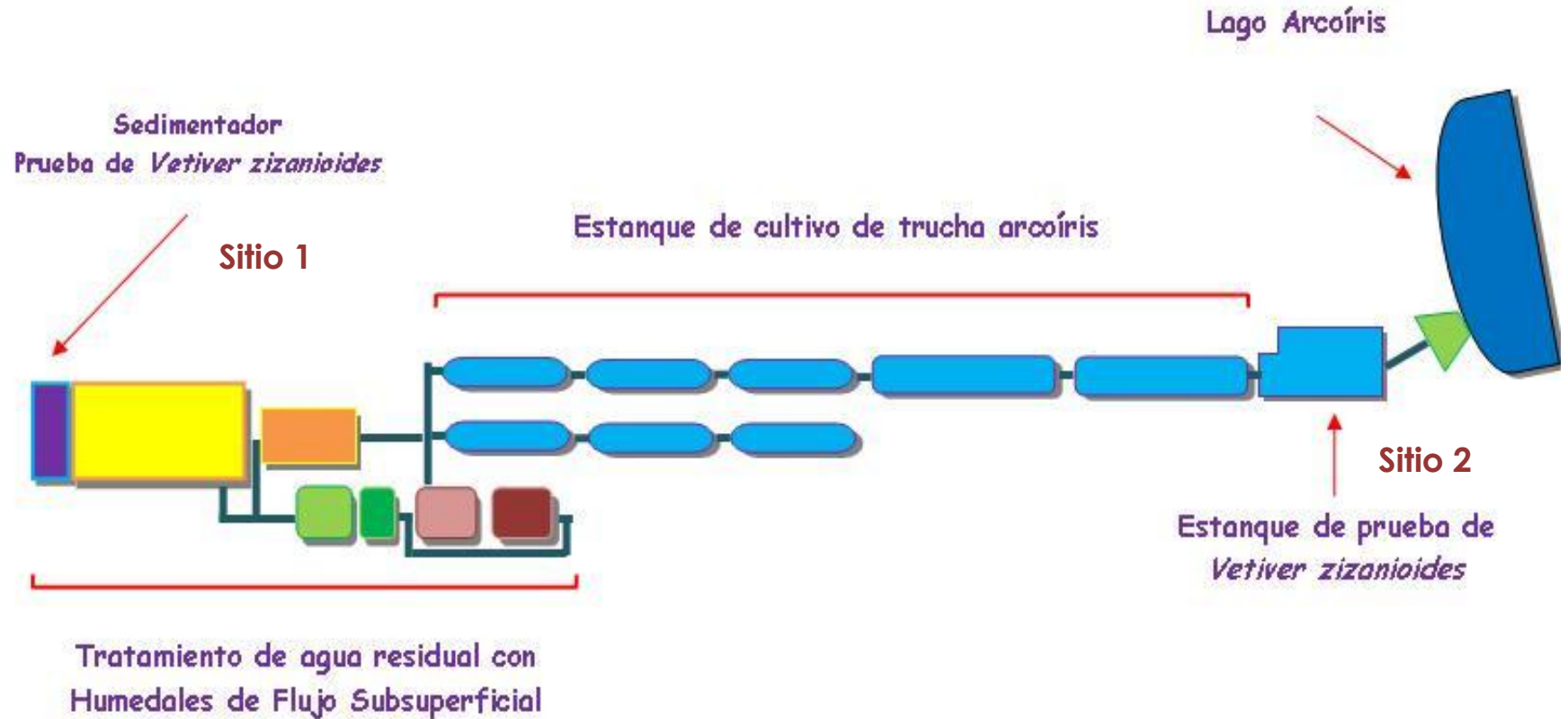
A2 y A1: Alturas de las plantas en lecturas sucesivas

T2 y T1: Tiempos de lecturas

La eficiencia para la remoción de nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas se estimó conforme a los resultados de las determinaciones analíticas realizadas al caudal que ingresa y que sale del estanque.

Cuadro 4. Normas oficiales mexicanas, parámetros y métodos empleados en la caracterización del estanque piscícola

| NORMA | PARÁMETRO | MÉTODO |
|------------------------------------|----------------------|--------------------------------|
| APHA 5220-D | DQO | Reflujo Cerrado |
| NMX-AA-007-SCFI-2000 | Temperatura | Termómetro de inmersión |
| NMX-AA-008-SCFI-2000 | pH | |
| NMX-AA-009-SCFI-2006 | Nitritos | Sulfanilamida |
| NMX-AA-012-SCFI-2001 | OD | Yodométrico |
| NMX-AA-028-SCFL-2001 | NTK | Semi – micro Kjeldahl |
| NMX-AA-034-SCFI-2001 | Sólidos | Evaporación-Calcinación |
| NMX-AA-039-SCFI-2001 | Detergentes | Colorimétrico azul de metileno |
| NOM-AA-079-SCFI-2001 | Nitratos | Ácido fenoldisulfónico |
| PROY-NMX-AA-029/1-SCFI-2008 | Fósforo Total | Ácido Ascórbico |
| PROY-NMX-AA-029/1-SCFI-2008 | Fósforo Ortosoluble | Ácido Ascórbico |
| PROY-NMX-AA-029/1-SCFI-2008 | Fósforo Hidrosoluble | Ácido Ascórbico |
| UNE – EN 1899-2 1994 | DBOn | Winkler-azida |



| | Área (m ²) | Altura (m) | Q (m ³ d ⁻¹) | TRH |
|--------------------|------------------------|------------|-------------------------------------|-------|
| Sedimentador | 179 | 1.00 | 1,296 | 0.138 |
| Estanque de prueba | 193 | 1.97 | 1,296 | 0.293 |

Figura 15. Croquis del Sistema de Humedales y estanques de cultivo de trucha del Campamento de Pesca Deportiva Arcoíris Fishing.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1. *Vetiver zizanioides*

Cuadro 5. Comparación por lotes de *Vetiver zizanioides*. A= Prototipo uno, PVC. B= Prototipo dos, poliuretano.

| | núm. de individuos | Longitud (cm) | | | IS | Inóculo | trasplante | Mat-soporte |
|----------------|--------------------|---------------|-------|------|------|---------|------------|-------------|
| | | total | tallo | Raíz | | | | |
| lote 1 | 50 | 97.17 | 47.17 | 50 | 0.12 | No | secas | A |
| lote 1b | 6 | 76 | 48 | 28 | 1 | No | secas | B |
| lote 2 | 40 | 69 | 45 | 24 | 0.10 | Si | secas | B |
| lote 3 | 36 | 71 | 54 | 17 | 0.47 | Si | lluvias | B |
| lote 4 | 39 | 70 | 43 | 27 | 0.13 | No | lluvias | B |

El prototipo uno construido con tubos de PVC y malla galvanizada proporcionó flotabilidad, sin embargo el soporte para los esquejes fue casi nulo, ya que de 50 individuos plantados solo el 12 % sobrevivieron al estrés hídrico provocado por la inundación a la balsa (Figura 16). Así mismo, las dimensiones del HFA impedían su manejo y el seguimiento del desarrollo radicular de *V. zizanioides* por lo que fueron trasplantadas al segundo prototipo.

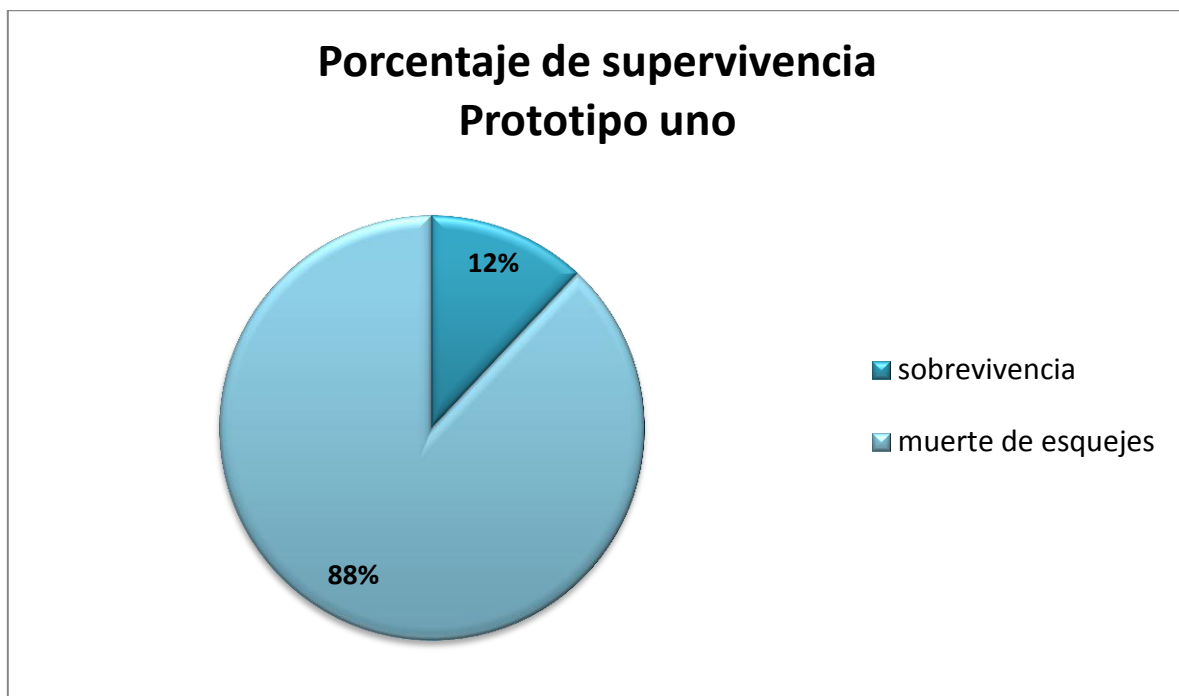


Figura 16. Porcentaje de supervivencia para lote en el prototipo uno.

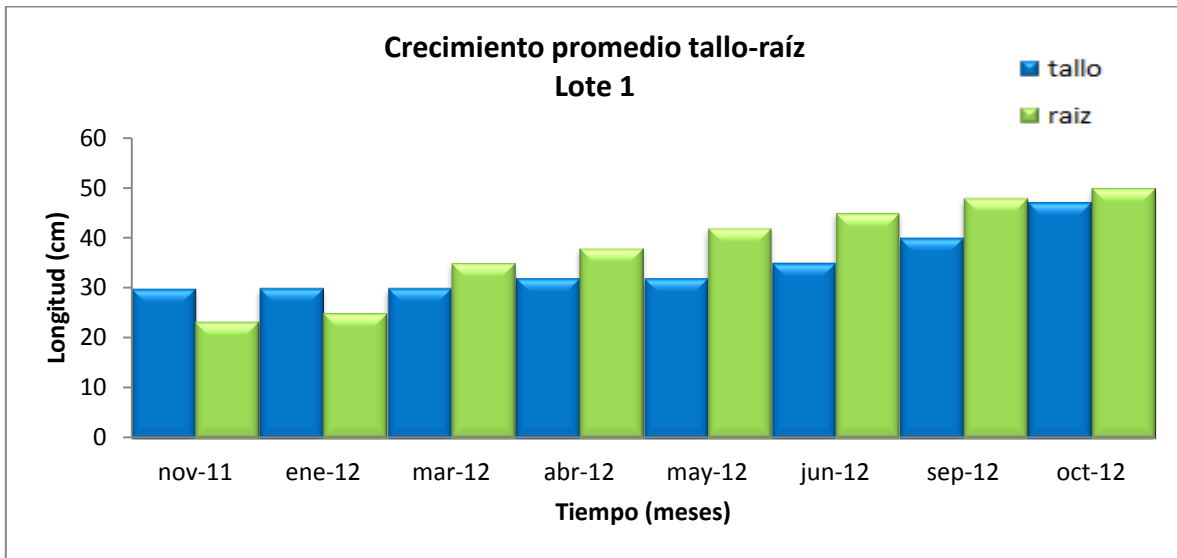


Figura 17. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 1.

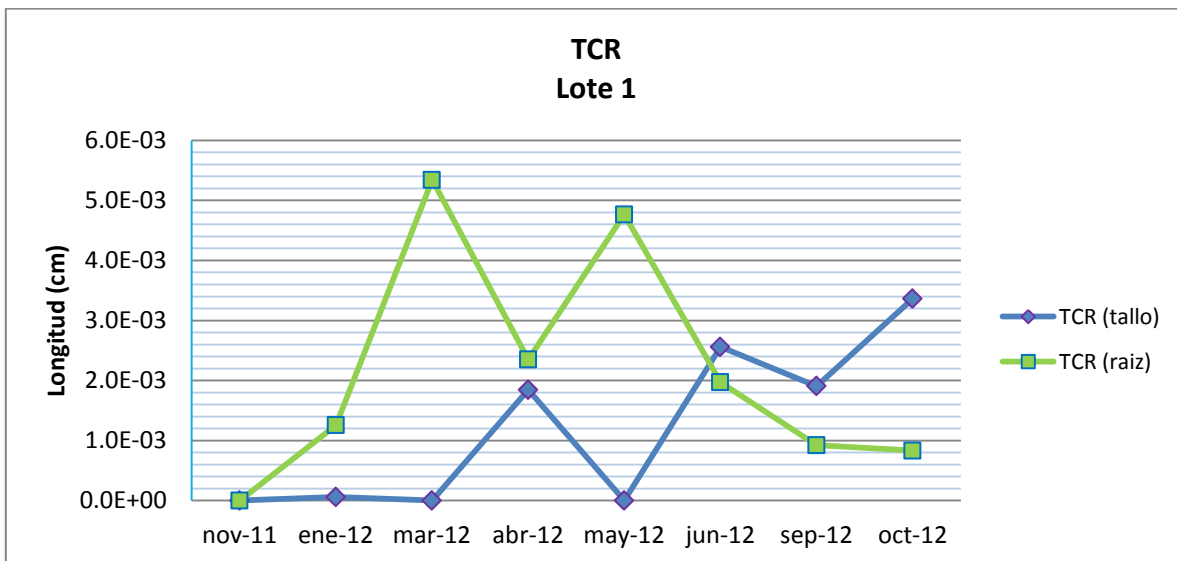


Figura 18. Tasa de Crecimiento Relativa en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 1.

La longitud promedio del lote 1 fue de 48 cm para tallo y 50 cm para raíz hasta el mes de octubre 2012, alcanzó una altura de 17 cm y 28 cm más que al principio del proyecto (Figura 17). Sin embargo, la Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) muestra que en los meses de marzo y mayo no hubo un crecimiento en tallo a diferencia de raíz que muestra un desarrollo positivo aunado a la época de lluvia (Figura 18).



Figura 19. Porcentaje de supervivencia para el lote 1b, lote 2, lote 3 y lote 4 de *V. zizanioides*.

Los tapetes hechos con poliuretano se adaptaron a las características propuestas por Kerr-Upal *et. al.* (2000) facilitando el manejo y medición de las plantas y abarcó un área total de 2.16 m². Cabe destacar que el índice de supervivencia (IS) para el lote 1 después del trasplante (1b) fue de 1 representando así el 59% del total de individuos vivos en el segundo prototipo (**Figura 19**), mientras que el IS para el lote 2 fue de 0.1 a pesar de haber inoculado la raíz. El lote 3 alcanzó un IS de 0.47, constituyó el 27 %, mayor al segundo lote ya que el tiempo en contacto con el agregado bacteriano fue mayor, mientras que el lote 4 solo tuvo un IS de 0.12 (**Cuadro 5**). Sin embargo, debido al uso recreativo que dieron a estanque, los lotes 2, 3 y 4 fueron removidos al sitio1 para probar la aclimatación de *V. zizanioides*.



Noviembre 2011



Marzo 2012



Septiembre 2012



Octubre 2012



Agosto 2013



Octubre 2013

Figura 20. Desarrollo Tallo y Raíz del lote 1 (noviembre 2011, marzo 2012, septiembre 2012) lote 1b (Octubre 2012, Agosto2013, Octubre 2013).

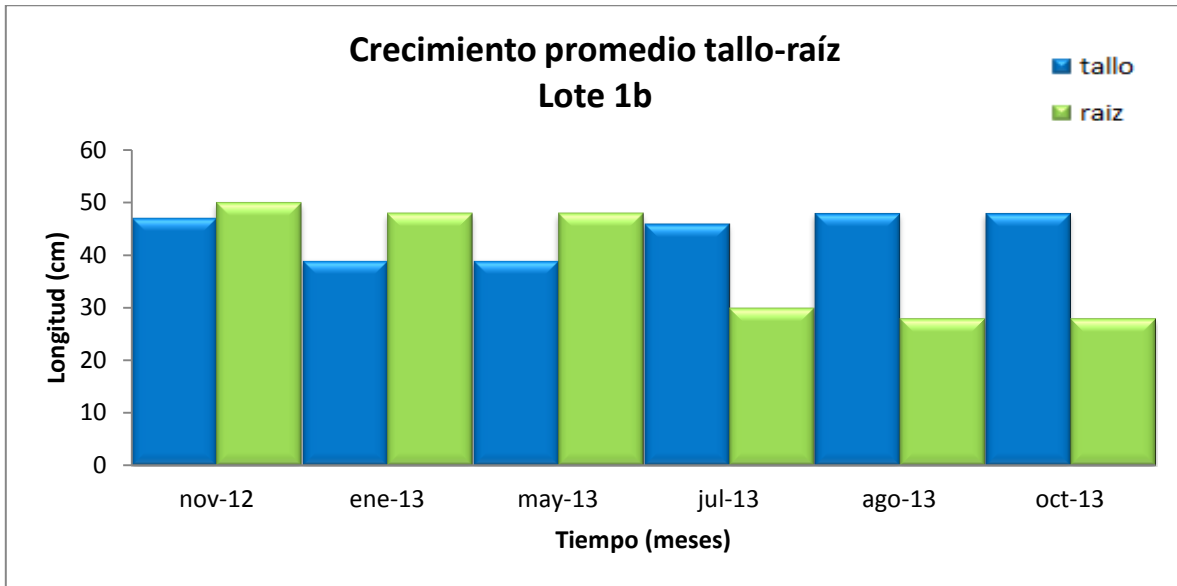


Figura 21. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 1b.

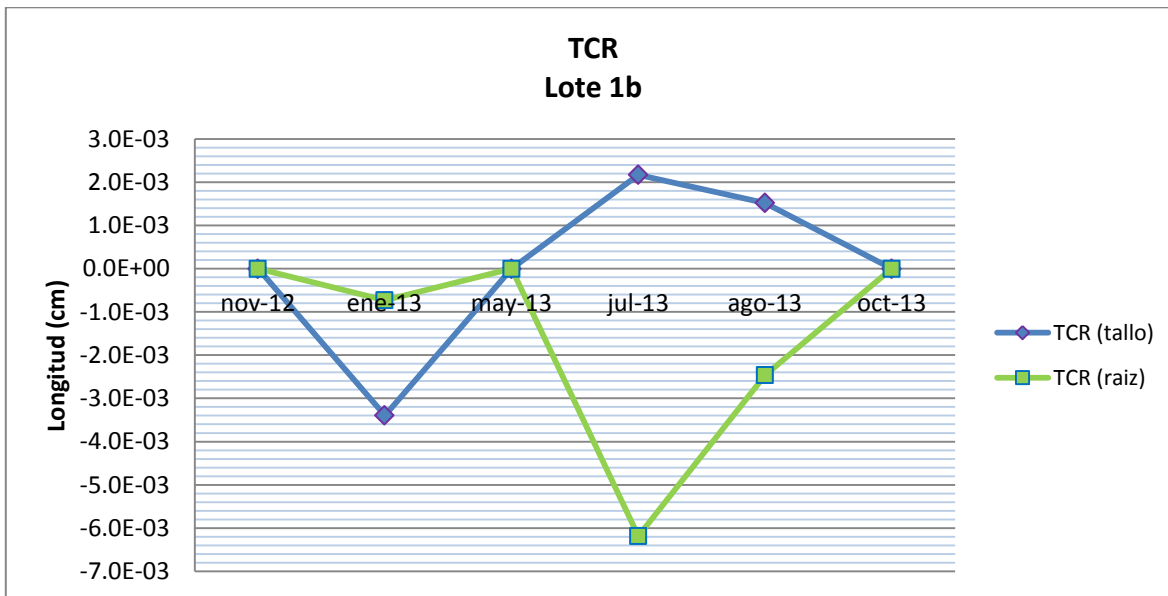


Figura 22. Tasa de Crecimiento Relativa en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 1b.

El Crecimiento promedio de tallo para lote 1b fue positivo hacia los meses de mayo, julio y agosto (2013), sin embargo, la raíz alcanzó solo 28 cm de longitud, es decir 32 cm menos antes del trasplante (Figura 21), esto se puede observar detalladamente en la Figura 22, donde la TCR es nula con 0.0062cmd^{-1} en Julio y 0.0025cmd^{-1} en el mes de agosto.

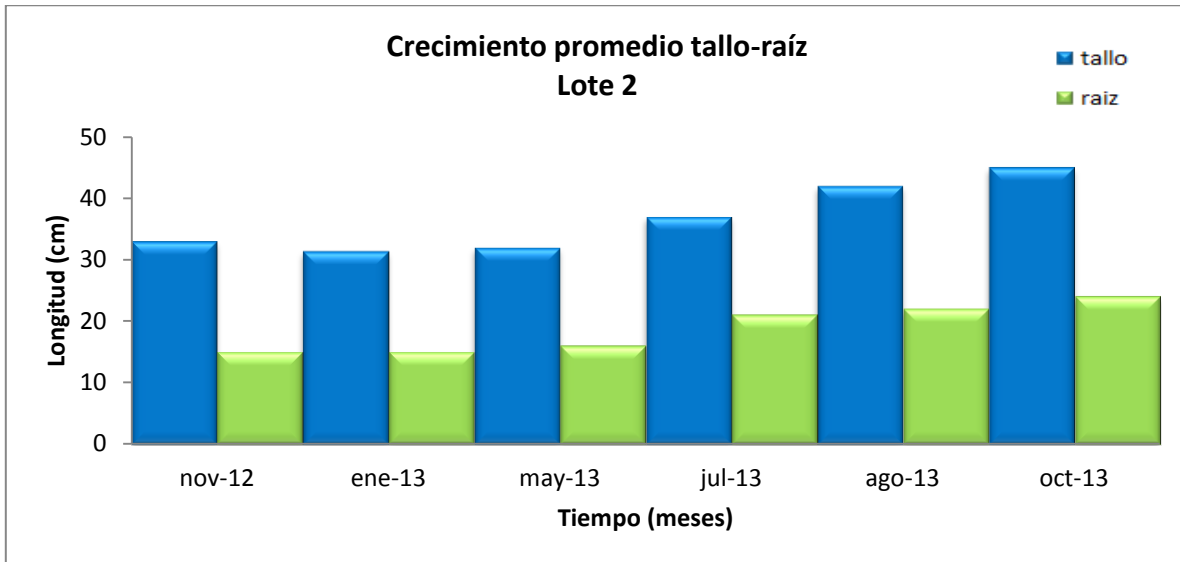


Figura 23. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 2.

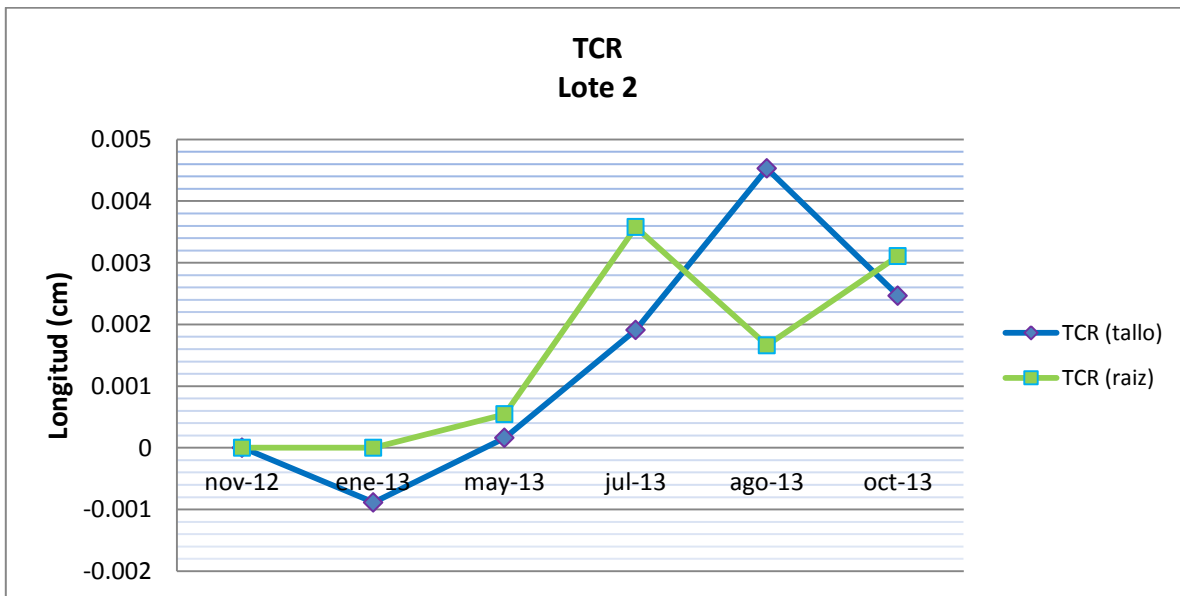


Figura 24. Tasa de Crecimiento Relativo en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 2.

El lote 2 mostró un crecimiento positivo que va de 33 cm a 45 cm en tallo y 15 cm a 24 cm en raíz (Figura 23), esto coincide con los datos arrojados por la TCR, donde se observa que no hay crecimiento en el mes de enero (2013), mientras que para la época de lluvias se observó una TCR promedio de 0.0022 cmd^{-1} (Figura 24).

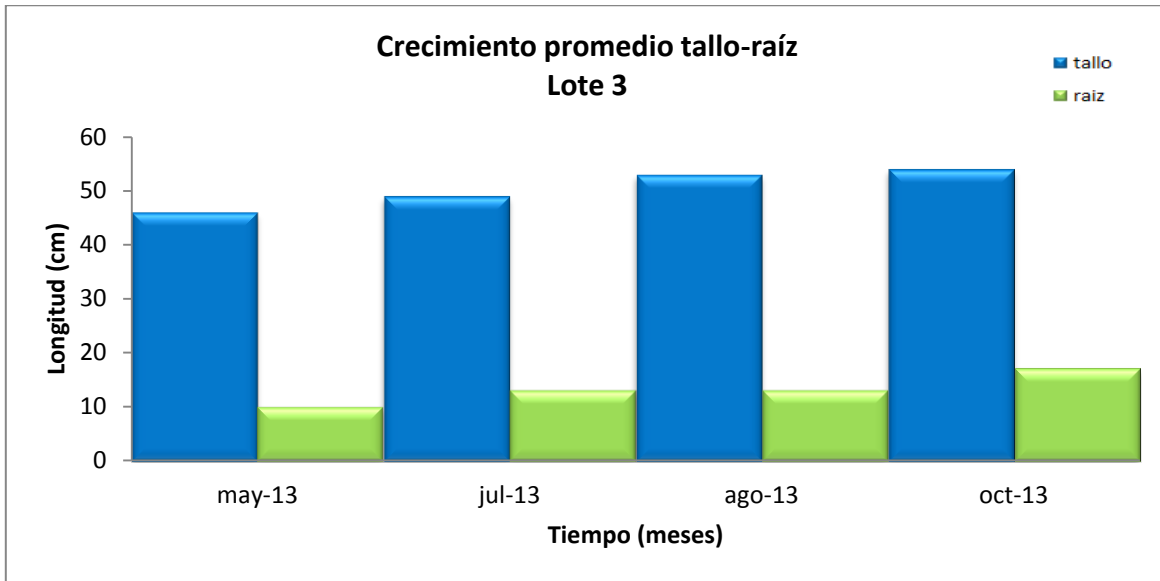


Figura 25. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 3.

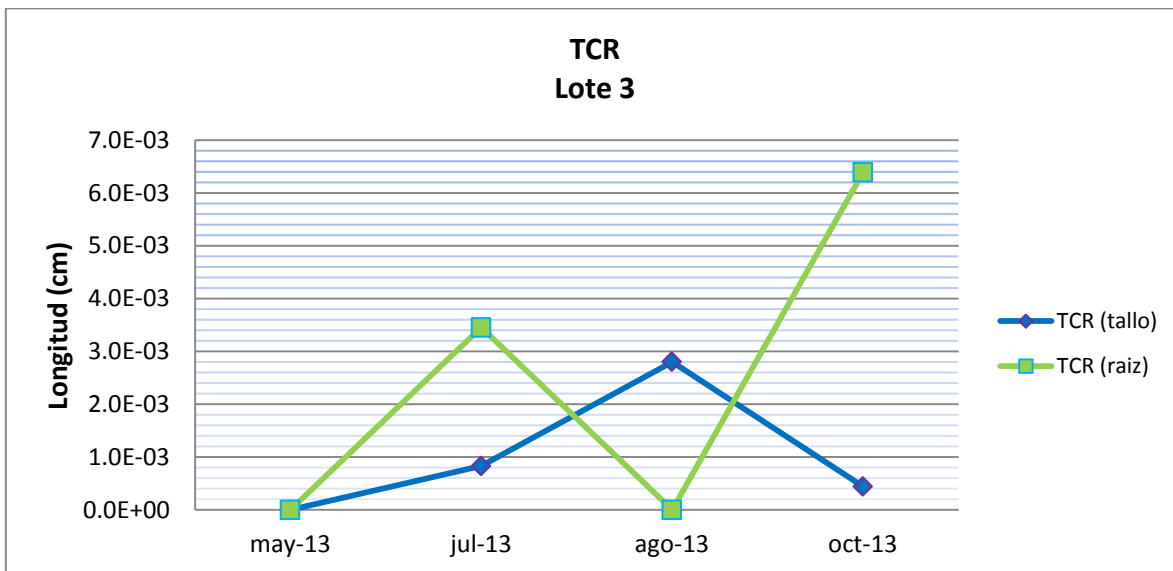


Figura 26. Tasa de Crecimiento Relativo en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 3.

El crecimiento promedio de las plantas del lote 3 de mayo a octubre fue de 46 cm a 54 cm en tallo y de 10 cm a 17 cm en raíz (Figura 25), como lo muestra la Figura 26, la tendencia de la TCR de agosto a octubre fue mayor en raíz con 0.0064 cmd^{-1} .

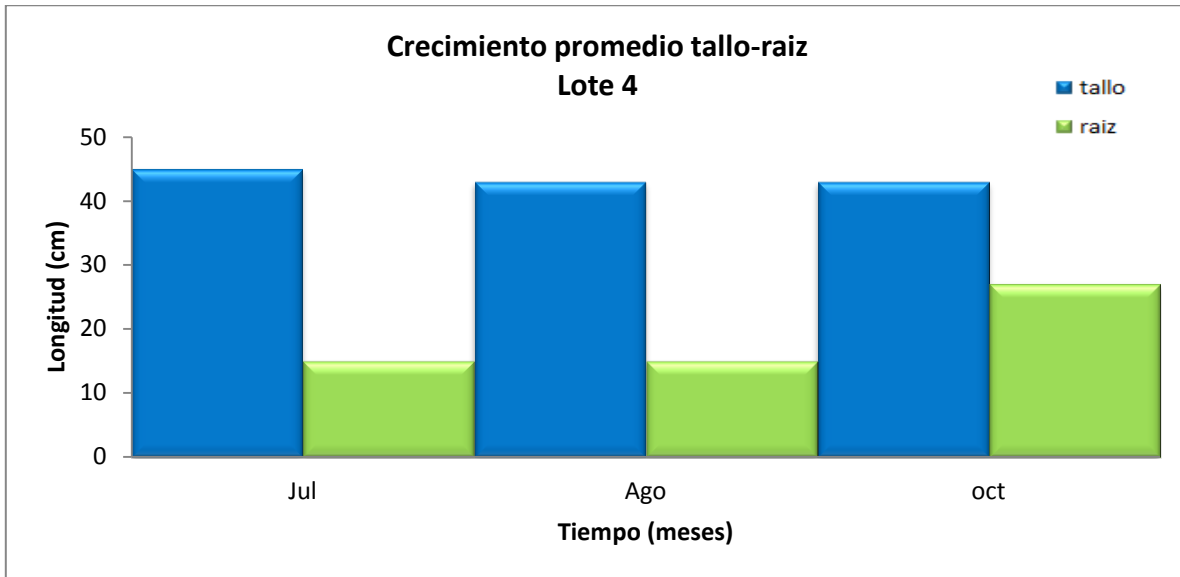


Figura 27. Crecimiento promedio mensual en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 4.

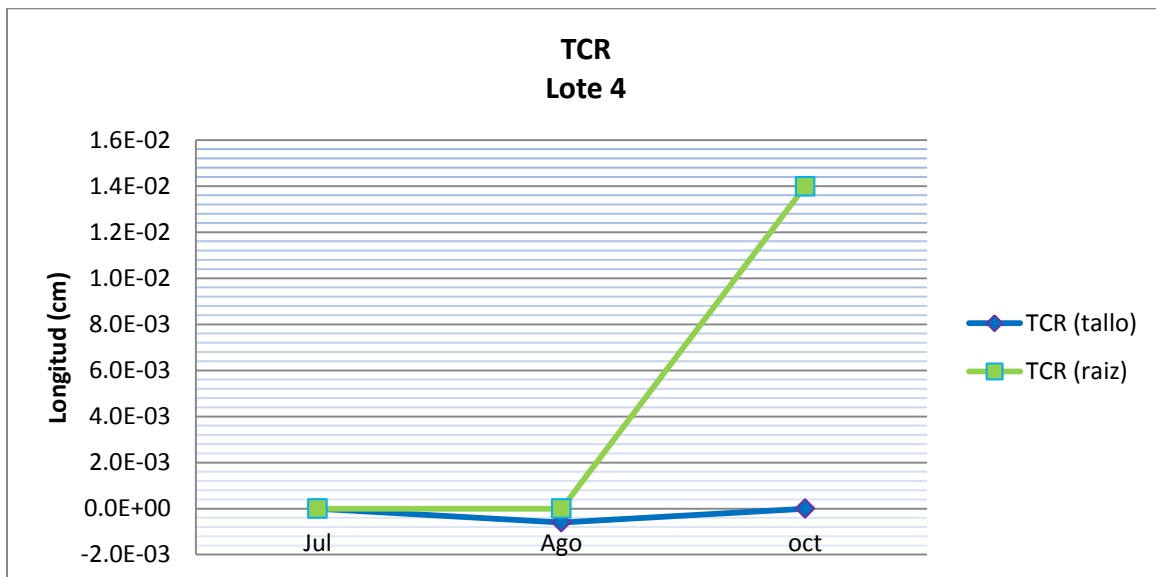


Figura 28. Tasa de Crecimiento Relativo en tallo y raíz de *V. zizanioides*, lote 4.

El crecimiento promedio en el lote 4 fue bajo para tallo (Figura 27), mientras que la raíz mostró una tendencia positiva de agosto a octubre con 0.013 cm d^{-1} (Figura 28).

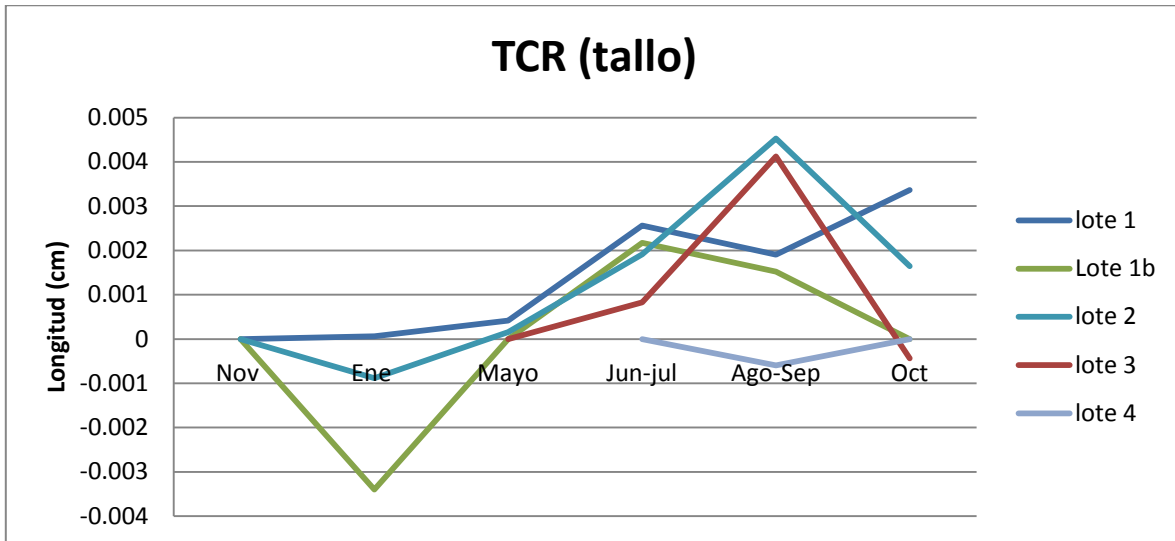


Figura 29. Comparación de la Tasa de Crecimiento Relativo de tallo entre lotes.

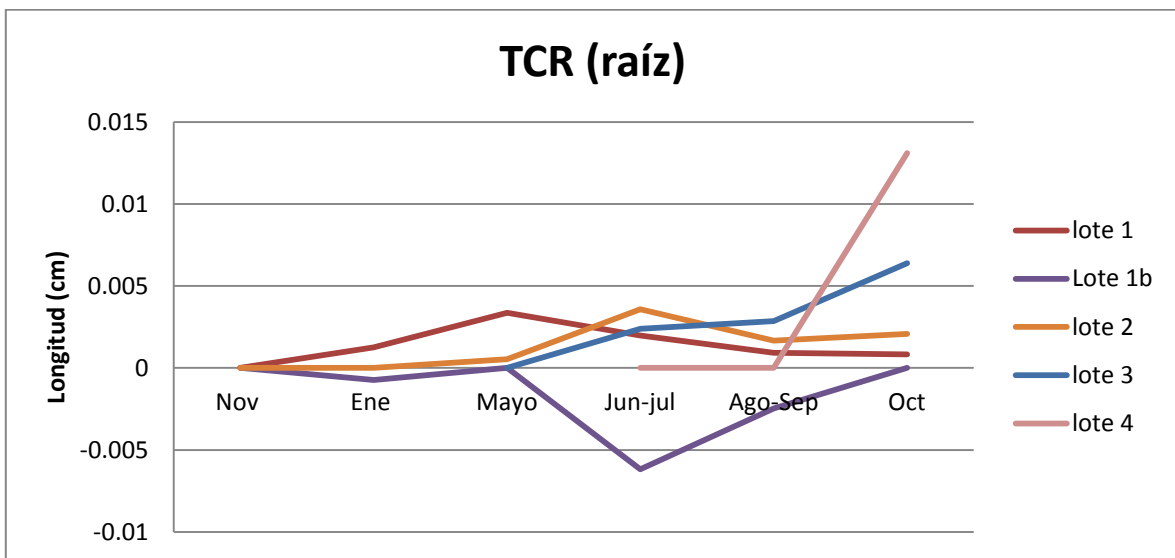


Figura 30. Comparación de la Tasa de Crecimiento Relativo de raíz entre lotes.

Headley *et. al.*, 2006, mencionan que el crecimiento y el establecimiento de las plantas es generalmente lento durante el invierno, tiempo durante el cual las plantas pueden ser particularmente susceptibles a la destrucción por el impacto térmico. De acuerdo al comportamiento de la TCR en tallos, la época de lluvias fue favorable, en particular para los lotes 2 y 3; los lotes 1-1b no tuvieron crecimiento en los meses más fríos del año, sin embargo, la Tasa de Crecimiento fue de hasta 0.0023 cm d^{-1} en promedio en el mes de junio-julio para ambos lotes.

La TCR en raíz se mostró favorable en los lotes 1, 2, 3 y 4 para todo el tiempo de muestreo, en particular en el mes de octubre donde el lote 1b no presentó crecimiento.

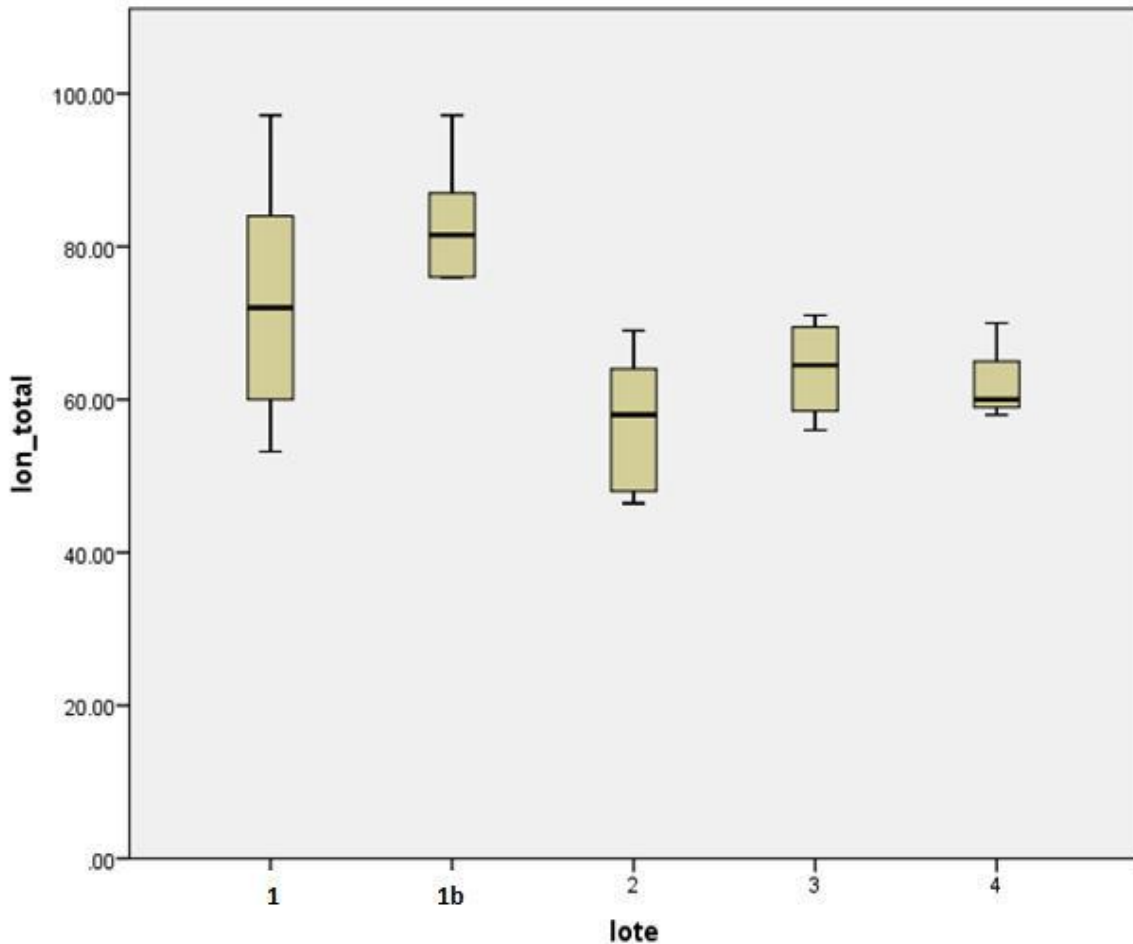


Figura 31. Grafica de Caja y bigote que representan la longitud tallo-hoja de los lotes 1, 2, 3 y 4 de *V. zizanioides*.

De acuerdo a las longitudes de tallo y raíz registradas mensualmente para cada lote, el ANOVA mostró una diferencia significativa entre el lote 1b y 2, 3 y 4, el análisis se realizó con un nivel de confianza del 95.0 %.

Se requiere cuidado en el tipo de agua a tratar para proporcionar los nutrientes suficientes y promover el establecimiento y propagación de plantas para evitar problemas de eutrofización a las aguas circundantes.



Figura 32. Aclimatación tallo-raíz de lote 1.



Figura 33. Aclimatación tallo-raíz, lote 2.



Figura 34. Acclimatación tallo-raíz, lote 3.



Figura 35. Acclimatación tallo-raíz, lote 4.

8.2. Análisis de agua residual piscícola

8.2.1. Temperatura

La temperatura es un factor abiótico ampliamente fluctuante que puede variar tanto diurna como estacionalmente. Ejerce una fuerte influencia sobre la velocidad de los procesos químicos y biológicos en humedales, incluyendo la descomposición de DBO, la nitrificación y la desnitrificación.

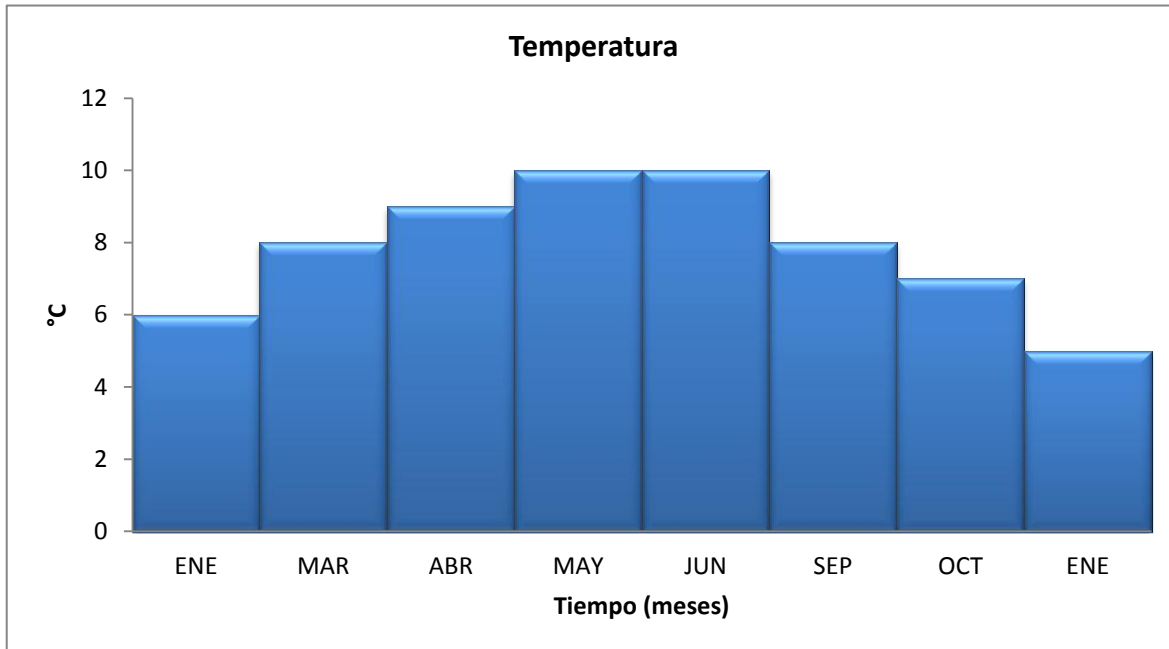


Figura 36. Comportamiento anual de la temperatura durante el periodo de muestreo.

La temperatura del agua en el estanque fue mayor en particular para mayo y junio, presentaron 10 °C, mientras que los meses más fríos fueron enero (2012-2013) con 6 y 5 °C respectivamente (**Figura 36**), sin embargo, cabe destacar que debido a las variabilidades climatológicas de la región, se reportó un descenso de temperatura de hasta -8 °C en 2013.

8.2.2. Potencial de Hidrógeno

El pH del agua en humedales influye en la dirección de muchas reacciones y procesos, que incluyen la transformación biológica, el fraccionamiento de las formas ionizadas y sin ionizar de ácidos y bases, intercambio de cationes, la solubilidad en sólido y los gases. Muchas de las actividades metabólicas dependen del pH, es menos eficaz si es demasiado alto o bajo.



Figura 37. Comportamiento del pH del estanque de prueba de *V. zizanioides*.

Como medida de la naturaleza ácida o alcalina de una solución acuosa, muchas propiedades de las sustancias químicas dependen de la concentración del ión hidrógeno en solución (pH).

En las aguas residuales urbanas, el pH se encuentra entre 6,5 y 8,5. Valores elevados (mayores a 9,2) tienen efectos inhibidores del crecimiento de *E. coli*. Cuando los valores están comprendidos entre 5 y 9 (situándose los más favorables entre 6,5 y 8,5) la vida de especies acuáticas es favorecida. En un vertido con pH ácido, se disuelven los metales pesados; a su vez, el pH alcalino ocasiona que los metales precipiten (Cartró, 2003).

Los valores de pH registrados en el estanque para el mes de enero (2012) fue de 6.54 y las unidades más favorables fueron de 6.9 en los meses de septiembre y octubre (Figura, 37).

8.2.3. Oxígeno Disuelto (OD)

El oxígeno entra a los humedales a través del agua o por difusión en la superficie de esta cuando es turbulenta, también se produce fotosintéticamente por algas y por la exudación radicular de las plantas. Muchas plantas emergentes tienen tallos huecos para permitir el paso de oxígeno a los tejidos de la raíz. La cantidad real de oxígeno que pueda estar presente en el sistema viene regida por: la solubilidad del gas; la

presión parcial del gas en la atmosfera; la temperatura y la pureza del agua (Metcalf & Eddy, 1991)

El oxígeno en los humedales es importante para la oxidación bacteriana heterotrófica y el crecimiento. Es un componente esencial para muchos procesos contaminantes de eliminación de humedales, especialmente nitrificación, la descomposición de la materia orgánica y otros procesos biológicos.

El sistema registró concentraciones de OD variables a lo largo del muestreo, en septiembre (2013) se registraron concentraciones de 2.7 mgL⁻¹, mientras que los meses más fríos enero (2012) se alcanzaron concentraciones de 7.6 mgL⁻¹ en octubre de 2013 se encontraron 9 mgL⁻¹ y 6.8 mg L⁻¹ en enero (2013), concentraciones cercanas en los mismos meses de año a otro. La temperatura y la altitud del sitio de estudio coinciden con lo establecido en la Ley Henry y Dalton “La solubilidad de un gas en liquido es directamente proporcional a la presión parcial e inversamente proporcional a la temperatura”. (Figura 38).

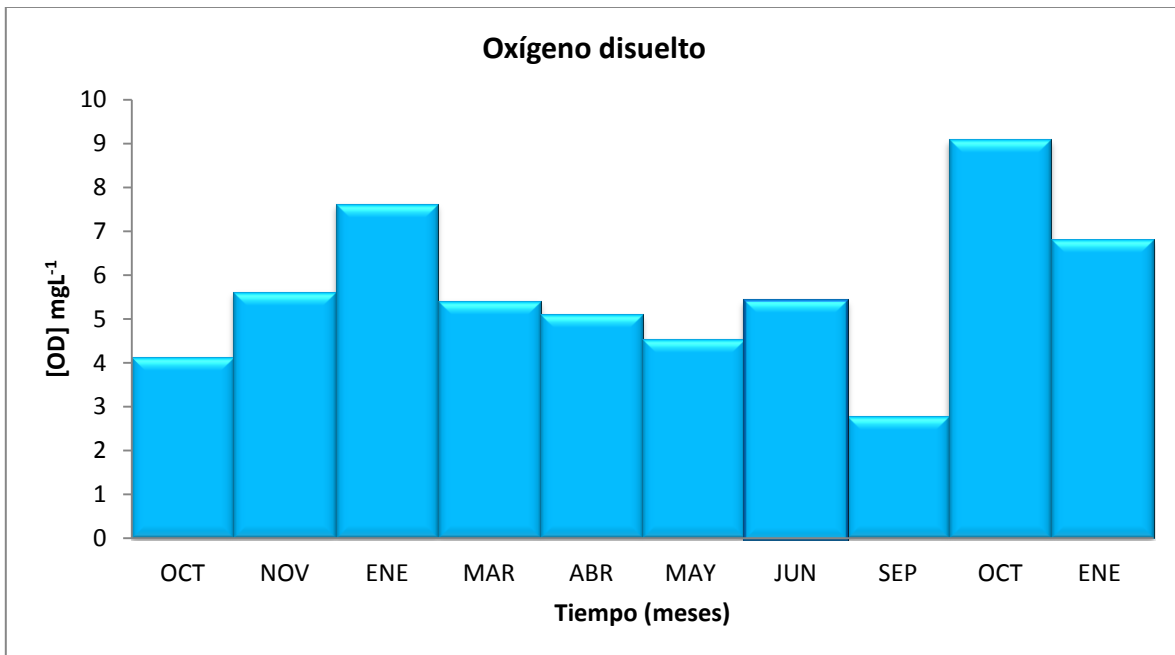


Figura 38. Concentración en mgL⁻¹ de Oxígeno Disuelto en el estanque piscícola.

Las bajas concentraciones de oxígeno limitan los procesos que implican la respiración aeróbica dentro de la columna de agua, y pueden mejorar los procesos anaerobios y causar una mayor degradación de la calidad del agua.

Los procesos de la demanda de oxígeno en los humedales incluyen la demanda de oxígeno de sedimentos de arena (descomposición de detritos), la respiración (plantas/animales), DBO carbonosa disuelta, y el nitrógeno disuelto que utiliza oxígeno a través de los procesos de nitrificación (Kadlec y Knight, 1996). Por lo general es alta en la superficie a bajas temperaturas.

8.2.4. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

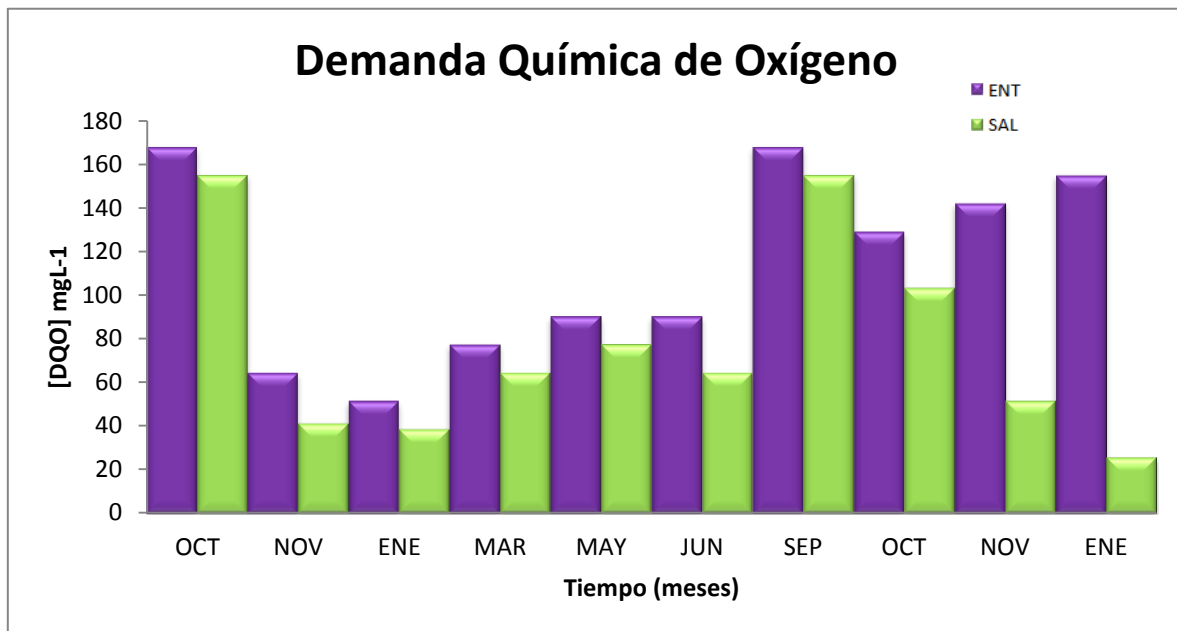


Figura 39. Comportamiento mensual de entrada y salida de DQO en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

El sistema recibió concentraciones de hasta 168 mgL^{-1} de DQO en la entrada y de 155 mgL^{-1} en la salida, correspondiente a los meses de octubre (2012) y septiembre (2013), mientras que para octubre, noviembre y enero de 2013 mostró un disminución del 20%, 64% y 83%, respectivamente en concentraciones de DQO a la salida del sistema, en general el porcentaje de remoción de DQO fue de 30.28% (Figura 39).

8.2.5. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

Los sistemas con plantas flotantes reducen las partículas y cargas orgánicas en aguas residuales, previenen el crecimiento de algas a través de sombreado y la reducción de viento para hacer eficaz la eliminación de sólidos en suspensión y de materia orgánica que es aeróbicamente degradada por la biopelícula bacteriana que se une a las raíces de las plantas. Algunas veces la degradación anaerobia de material orgánico también se produce en los sedimentos del fondo, además de la precipitación de fósforo (Tousinnant *et. al*, 1999; Binti, *et. al*, 2010).

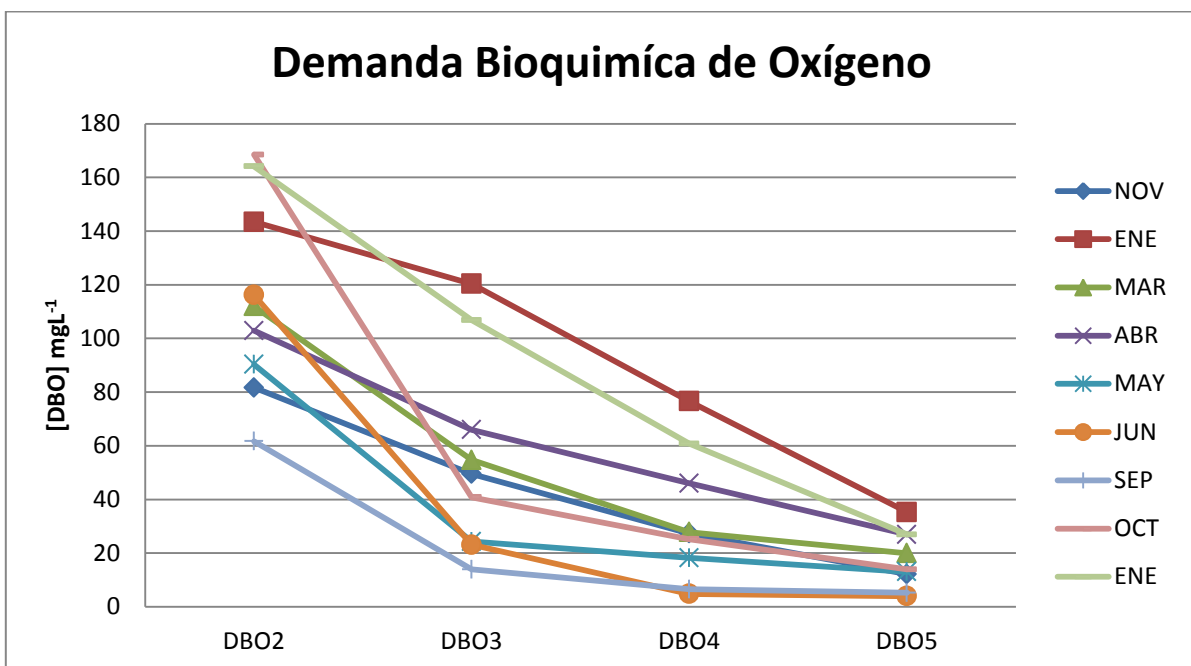


Figura 40. Comportamiento mensual Demanda Bioquímica de Oxígeno en la entrada y salida del estanque de prueba de *V. zizanioides*.

Durante todo el tiempo del muestreo, en cada uno de ellos se simuló un sistema cerrado a través de la determinación de DBO₅, para conocer la capacidad de depuración del sistema. La descomposición del material orgánico fue mayor del segundo al tercer día, durante todos los meses, excepto en enero de 2012 y 2013. El sistema perdió en promedio 90 mgL⁻¹ de DBO (figura 40), es decir el nivel de degradación mayor ocurrió al tercer día de haber ingresado el material orgánico, lo que permitió al sistema recuperarse satisfactoriamente, esto indica que puede seguir recibiendo DBO soluble ya que en promedio quedan en el sistema 25 mgL⁻¹.

8.2.6. Nitrógeno

Es uno de los principales contaminantes que pueden causar eutrofización del agua, afectando los niveles de oxígeno disuelto y causando toxicidad en los organismos acuáticos.

El nitrógeno amoniacal se produce por la desaminación de compuestos que contienen nitrógeno y por la hidrólisis de la urea. También puede producirse por la reducción de los nitratos en condiciones anaerobias.

Crites y Tchobanoglous (2000) mencionan que en las aguas naturales (sin contaminación) y residuales, el nitrógeno amoniacal existe tanto en forma de ión amonio como en forma de amoniaco, dependiendo del pH de la solución. Para valores de pH superiores a 9.3 predomina el amoniaco (NH_3), mientras que para valores menores a 9.3 existe un predominio de la concentración del ión amonio (NH_4^+).

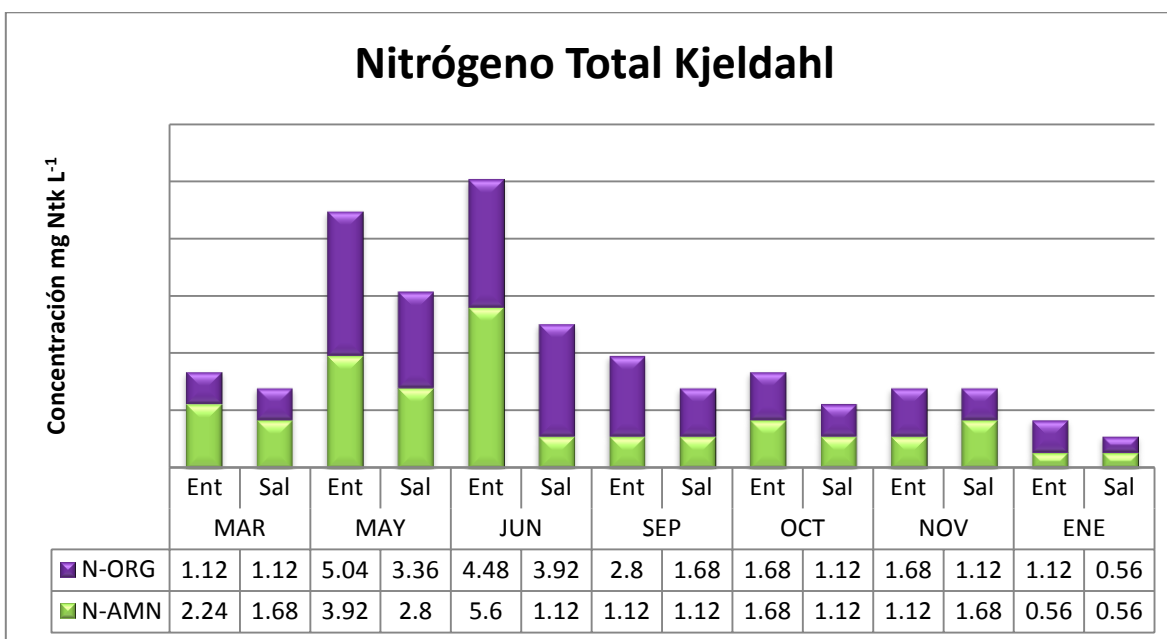


Figura 41. Comportamiento mensual de entrada y salida de Ntk en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

En el sistema, la concentración de nitrógeno en su forma amoniacal y orgánica fue mayor en mayo y junio se registraron concentraciones de 8.96 y 10.08 mgL^{-1} Ntk para el afluente y 6.16 y 5.04 mgL^{-1} Ntk en el efluente, se obtuvo una remoción entre el 30 a 50%, respectivamente. Mientras que en

enero se presentó la concentración más baja con 1.12 mg L^{-1} de Ntk, sin embargo, el porcentaje de remoción de este último rebasó el 30% (Figura 41).

Las concentraciones más altas de nitritos (NO_2) se registraron en noviembre de $0.000095 \text{ mgL}^{-1}$ y $0.000081 \text{ mgL}^{-1}$, mientras que en enero fueron de $0.000046 \text{ mgL}^{-1}$ y $0.000044 \text{ mgL}^{-1}$ (Figura 42). En nitratos (NO_3) las concentraciones registradas en marzo para entrada y salida del sistema fueron de 0.0125 mgL^{-1} y 0.0079 mgL^{-1} respectivamente, y de 0.033 mgL^{-1} y 0.052 mgL^{-1} en el mes de enero (Figura 43). Sin embargo, dichas concentraciones se ubicaron por debajo de las del nitrógeno amoniacal y orgánico, lo que indica que el proceso de oxidación del nitrógeno es satisfactorio.

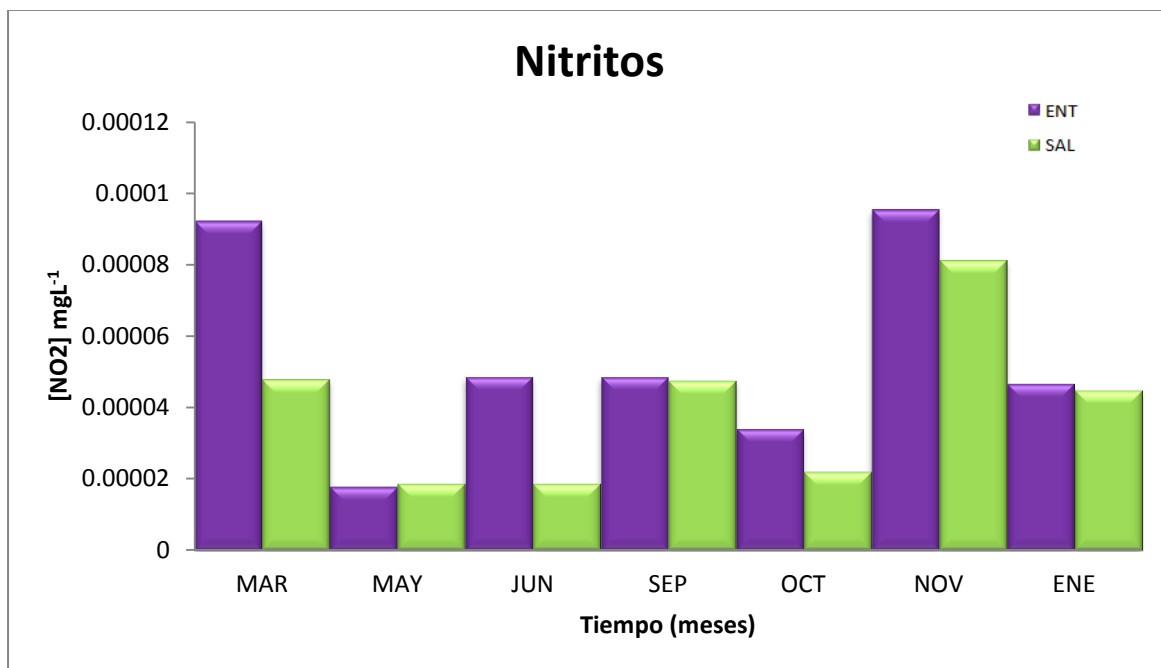


Figura 42. Comportamiento mensual de entrada y salida de Nitritos en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

Los nitritos (NO_2^-) están presentes en las aguas, bien por la oxidación del amoníaco o por la reducción de los nitratos. En abastecimientos de agua, la presencia de nitritos indica contaminación, con la consiguiente presencia de organismos patógenos. Rara vez su concentración excede 1 mgL^{-1} en aguas residuales y $0,1 \text{ mgL}^{-1}$ en aguas superficiales o subterráneas (Crites y Tchobanoglous, 2000). La importancia de la determinación de los

nitritos en aguas residuales radica en que son altamente tóxicos para peces y otras especies acuáticas, aún en pequeñas cantidades.

En las aguas residuales, los nitratos se forman por oxidación bacteriana de la materia orgánica, principalmente la eliminada por animales. En las aguas superficiales y subterráneas, la concentración de nitratos tiende a aumentar como consecuencia del incremento del uso de abonos y del aumento de la población (Colprim, 2003).

El nitrógeno es eliminado del agua por las bacterias (*Nitrosomonas*) que oxidan el amoníaco a nitrito en una reacción aeróbica. El nitrito se oxida aeróbicamente por (*Nitrobacter*) formando nitrato. La desnitrificación se produce cuando el nitrato se reduce a formas gaseosas en condiciones anaeróbicas. Esta reacción es catalizada por bacterias desnitrificantes *Pseudomonas spp.* y otras bacterias (Tousinnant *et. al*, 1999).

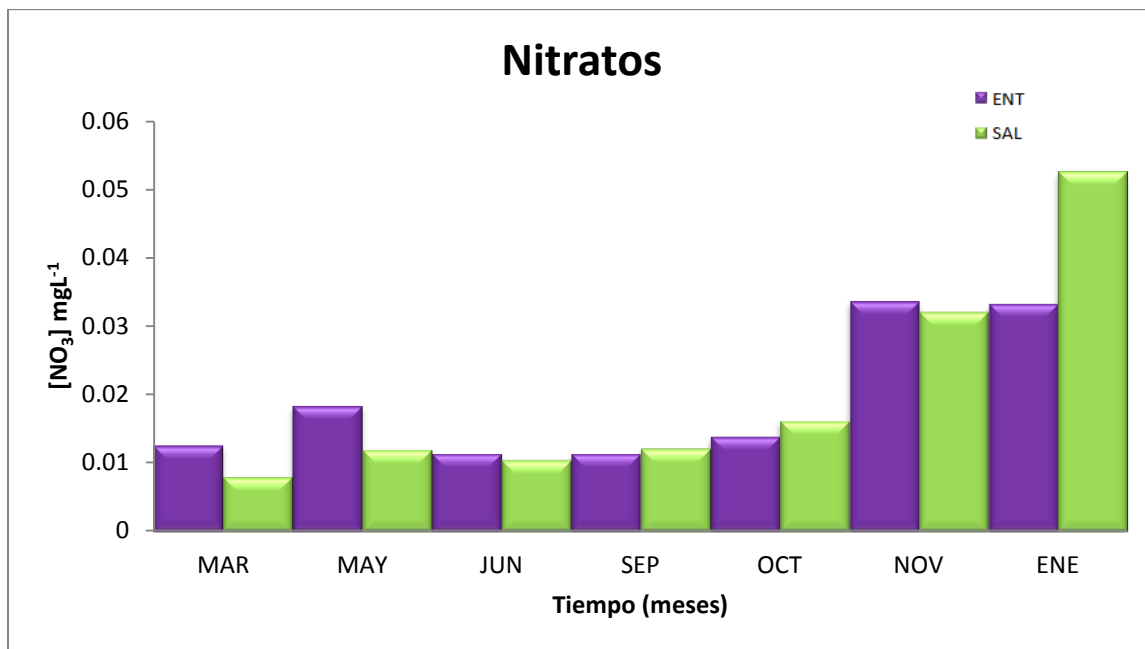


Figura 43. Comportamiento mensual de entrada y salida de Nitritos en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

El proceso de desnitrificación es más lento en condiciones ácidas, a un pH entre 5-6, se produce N₂O. A un pH inferior a 5, N₂ es el principal producto nitrogenado. NH₄⁺ es la forma dominante de nitrógeno amoniacal a un pH de 7, mientras que el NH₃ (presente como un gas disuelto) predomina a un pH de 12 (Kayombo *et.al*, sin año). El pH del sistema se acerca a la

neutralidad (6.5 a 6.9 unidades) por lo que el nitrógeno amoniacal representa casi el 50% del NTK.

Las plantas de los humedales juegan un papel importante en la eliminación de nitrógeno ya que proporcionan puntos de fijación de biopelícula y mediante el suministro de oxígeno para la nitrificación en las zonas de la raíz (Tousinnant *et. al*, 1999).

8.2.7. Fósforo

Se encuentra generalmente en aguas naturales, subterráneas y residuales tratadas, especialmente como ortofosfato PO_4^{3-} (Cartró, 2003). Es un elemento esencial para el crecimiento biológico, sin embargo, un exceso de este nutriente puede tener efectos secundarios mediante la activación de la eutrofización en un humedal, ya que conduce a la proliferación de algas y otros problemas de calidad del agua (Kayombo *et.al*, sin año).

De acuerdo con Delgadillo (2010) en las aguas naturales el fósforo aparece en tres formas: ortofosfato inorgánico disuelto, compuestos orgánicos de fósforo disuelto y fósforo en partículas (ligado a la biomasa o depositado en partículas), la suma de los tres tipos de fósforo es considerada como el contenido total de fósforo.

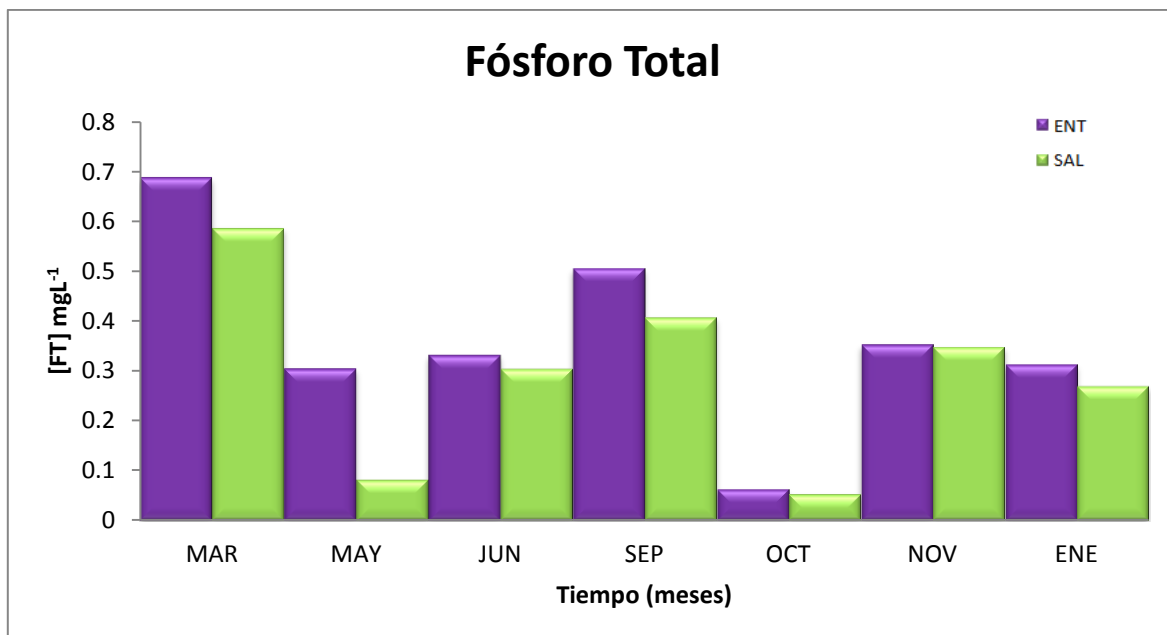


Figura 44. Comportamiento mensual de entrada y salida de fósforo Total en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

Las formas de fosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como: productos de limpieza (detergentes aplicados a lavadoras, lavavajillas, etcétera), fertilizantes, procesos biológicos, entre otros. Según Cartró (2003), sólo una pequeña parte se origina en forma natural de los fosfatos derivados del detritus.

Los valores de fósforo total registrados en el estanque fueron superiores en marzo, con 0.58 mg L^{-1} en el efluente; para octubre se obtuvieron 0.053 mg L^{-1} , representando las cantidades más bajas durante todo el tiempo de muestreo. Cabe destacar que en mayo se registró 73% de remoción, fue el más alto, en promedio se eliminó el 21% durante el muestreo (figura 44).

Las menores concentraciones de fósforo ortosoluble se obtuvieron en octubre con cantidades de 0.010 mgL^{-1} , enero representó 28% de eliminación de fósforo (Figura 46).

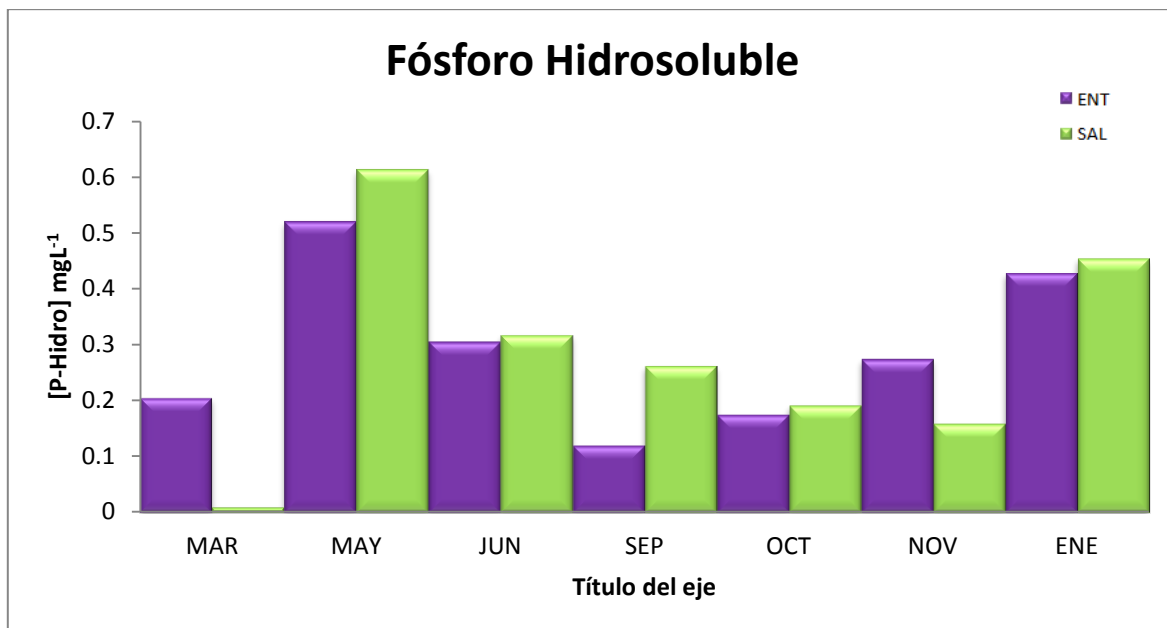


Figura 45. Comportamiento mensual de entrada y salida de fósforo hidrosoluble en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

Los mecanismos de eliminación del fósforo pueden ser de tipo biótico que incluyen la asimilación por parte de las plantas y los microorganismos, y abiótico que abarcan adsorción, filtración, sedimentación, complejización/precipitación (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} y Mn^{2+}) y la absorción (García & Corzo, 2008; Binti, et. al., 2010).

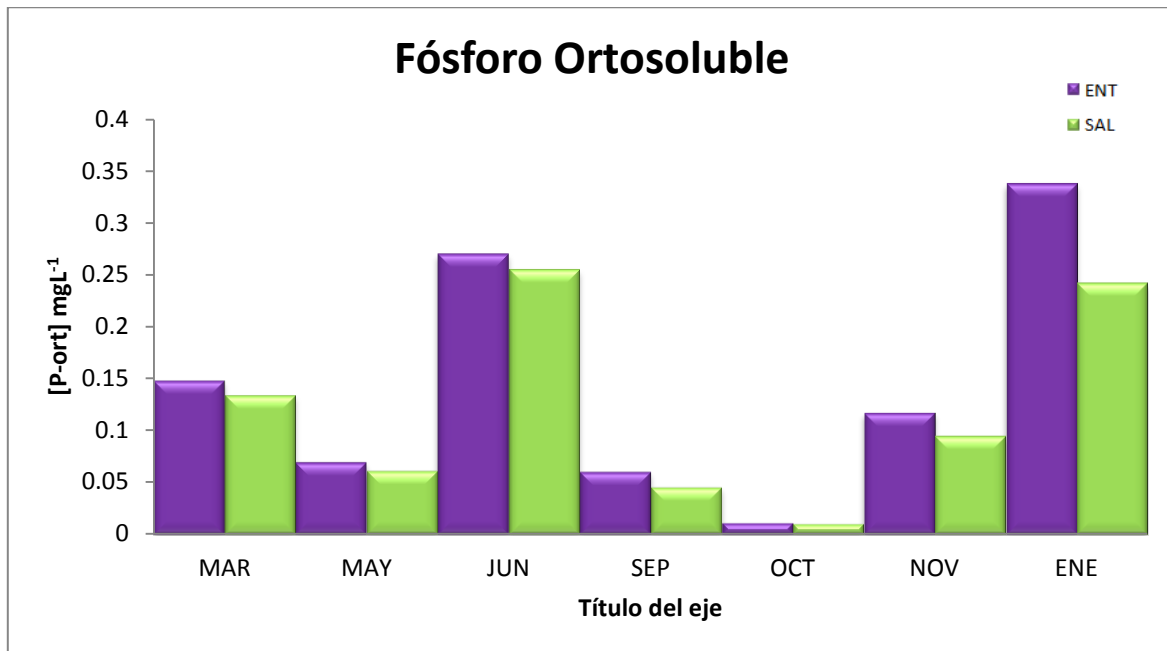


Figura 46. Comportamiento mensual de entrada y salida de fósforo Ortosoluble en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

Las partículas de fósforo se retiran por sedimentación, junto con sólidos en suspensión. La configuración de los humedales construidos proporciona una amplia superficie para la absorción del biofilm y crecimiento de las plantas, así como por la sedimentación y la filtración de materiales suspendidos. El fósforo es almacenado en los sedimentos, biota, (plantas, Biofilm y fauna), detritus y en el agua. Las interacciones entre los compartimentos dependen de las condiciones ambientales tales como química redox, pH y temperatura. El estado redox de los sedimentos (en relación con el contenido de oxígeno) y arena/turba es un factor importante en la determinación de que se produzcan los procesos de reciclaje de fósforo. En condiciones de poco oxígeno (bajo potencial redox), el fósforo es liberado de los sedimentos y suelos nuevamente hacia la columna de agua, y puede dejar el humedal si la condición anaeróbica no se revierte (Kayombo *et. al*, sin año). La concentración de oxígeno es favorable en el sistema y bajas cantidades de fósforo.

Igual que en los sistemas de depuración biológicos convencionales, la eliminación de fósforo en los humedales es complicada. En general no se suele eliminar más del 10-20%, y sin haber grandes diferencias entre sistemas horizontales y verticales (García *et. al*, 2008).

8.2.8. Sustancia Activas al Azul de Metileno (SAAM)

Los compuestos tensoactivos son moléculas orgánicas grandes que se componen de dos grupos: uno insoluble en agua y otro soluble (Crites y Tchobanoglous, 2000). Proviene de la descarga de detergentes domésticos, lavanderías industriales y otras operaciones de limpieza (Mendonca, 2000). Pueden causar la aparición de espumas en el agua de las plantas de tratamiento y/o en la superficie de los cuerpos receptores.

Las concentraciones más altas de SAAM se observaron en enero con 0.93 mg L⁻¹ en el afluente y 0.80 mgL⁻¹ en efluente, lo que representa un porcentaje de remoción mayor al 40%, mientras que para septiembre y octubre el porcentaje fue del 43 y 35% siendo también, las concentraciones más bajas en comparación con el resto del muestreo (Figura 47).

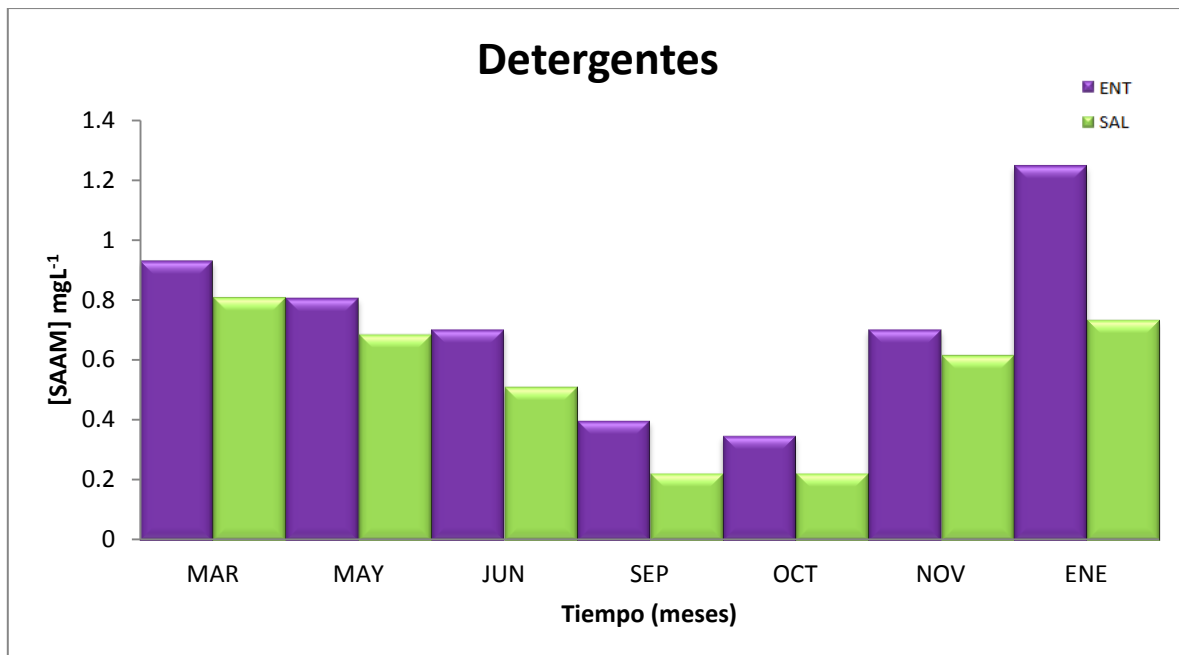


Figura 47. Comportamiento mensual de entrada y salida de SAAM en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

8.2.9. Sólidos

Los sólidos totales (ST) son la materia que se obtiene como residuo después de someter el agua a una temperatura entre 103°C y 105°C hasta que se evapore. La fracción de sólidos que queda retenida por un filtro de

membrana con un tamaño de poro de 1,2 micras, constituye los denominados sólidos suspendidos, y el resto los sólidos disueltos o filtrables. En el sistema los ST registraron concentraciones de 1.14 mg L⁻¹ en la entrada al estanque y 0.503 mg L⁻¹ en la salida, lo que representó una mayor cantidad de sólidos en marzo, mientras que en mayo, septiembre y octubre, las concentraciones estuvieron muy por debajo del primer mes, con cantidades de 0.13, 0.11 y 0.13 mgL⁻¹ respectivamente (Figura 48).

Las actividades domésticas, pecuarias, agrícolas e industriales, además de algunas ocurrencias naturales, son fuentes potenciales de aporte de sólidos en suspensión a las aguas residuales. Delgadillo (2010) consideran que los efectos de los sólidos suspendidos en los cuerpos receptores varían según el tamaño y naturaleza de los sólidos; pero desde un punto de vista general, los efectos más notables son interferencia con la penetración de luz solar (turbiedad) y azolve de los cuerpos de agua.

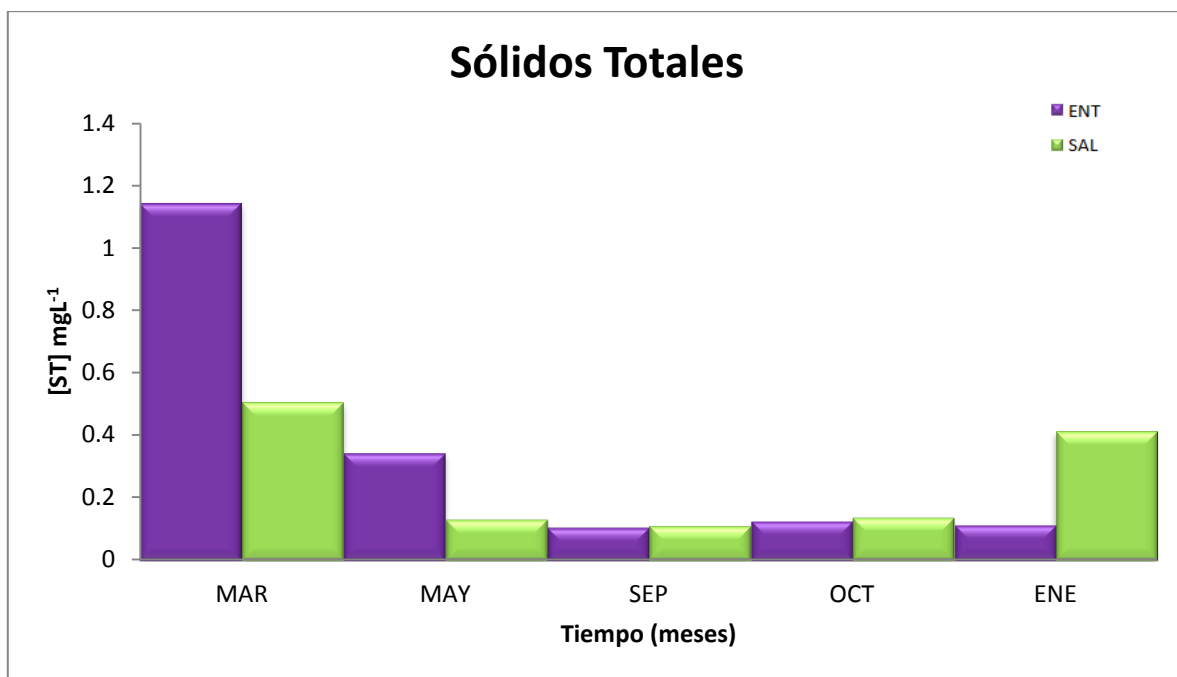


Figura 48. Comportamiento mensual de entrada y salida de Sólidos Totales en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

De la misma forma, Mason (1998) y Boulton *et. al.* (1999), establecieron que el exceso de partículas en el agua disminuye la penetración de la luz, por lo tanto, la reducción de la fotosíntesis de las plantas en el agua,

disminución de la profundidad del agua debido a la acumulación de sedimentos, el aumento de calor absorbido por el agua y la reducción de oxígeno disuelto, facilitan el aumento de la toxicidad del amoníaco (Bitia, 2010).

Los sólidos disueltos están compuestos por moléculas orgánicas e inorgánicas e iones en disolución en el agua y tienen un tamaño menor a 0,00001 mm. Se relacionan con el grado de mineralización del agua ya que son iones de sales minerales que el agua ha disuelto a su paso.

La tendencia de los sólidos (Figura 49), representa hasta un 90% de SD solo para el mes de marzo con 1.068 mg L⁻¹ mientras que para los siguientes meses representaron 50% de los Sólidos Totales. Los SST y SVT mostraron concentraciones promedio de 0.04 mg L⁻¹ y 0.07 mg L⁻¹ respectivamente, los cuales forman parte del 50% de los SD que obtuvieron un promedio de 0.27 mgL⁻¹.

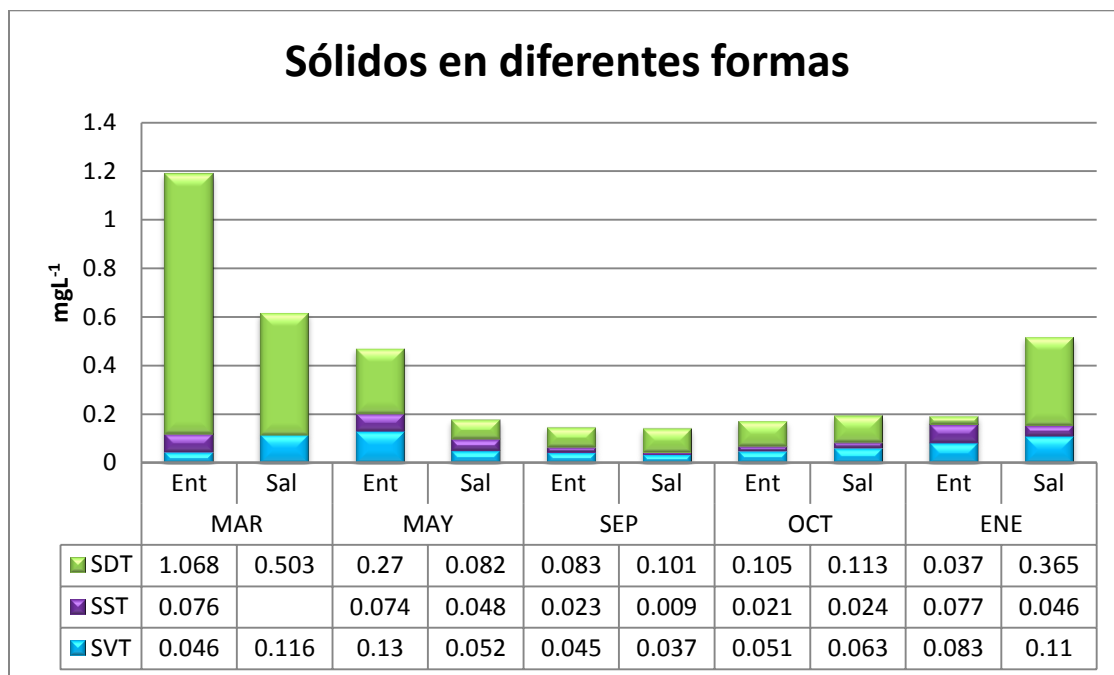


Figura 49. Comportamiento mensual de sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT) en el estanque de prueba de *V. zizanioides*.

La sedimentación, filtración, adsorción de la biopelícula y la floculación/precipitación son los principales procesos físicos de eliminación de sólidos en suspensión de las aguas residuales. Por otra parte, las plantas

logran la nutrición directamente de la columna de agua, ya que no tienen sus raíces fijas a un sustrato, lo que puede mejorar las tasas de absorción de nutrientes en biomasa.

La capacidad de absorción de nutrientes de las plantas de los humedales varía con la especie, propiedades del suelo del clima local, el crecimiento y la profundidad de las raíces, también de la capacidad de transportar oxígeno y las funciones fundamentales de la conducción de agua relacionados con la desarrollo del sistema radicular (Binti, 2010).

8.3. Índice de Calidad del Agua (ICA)

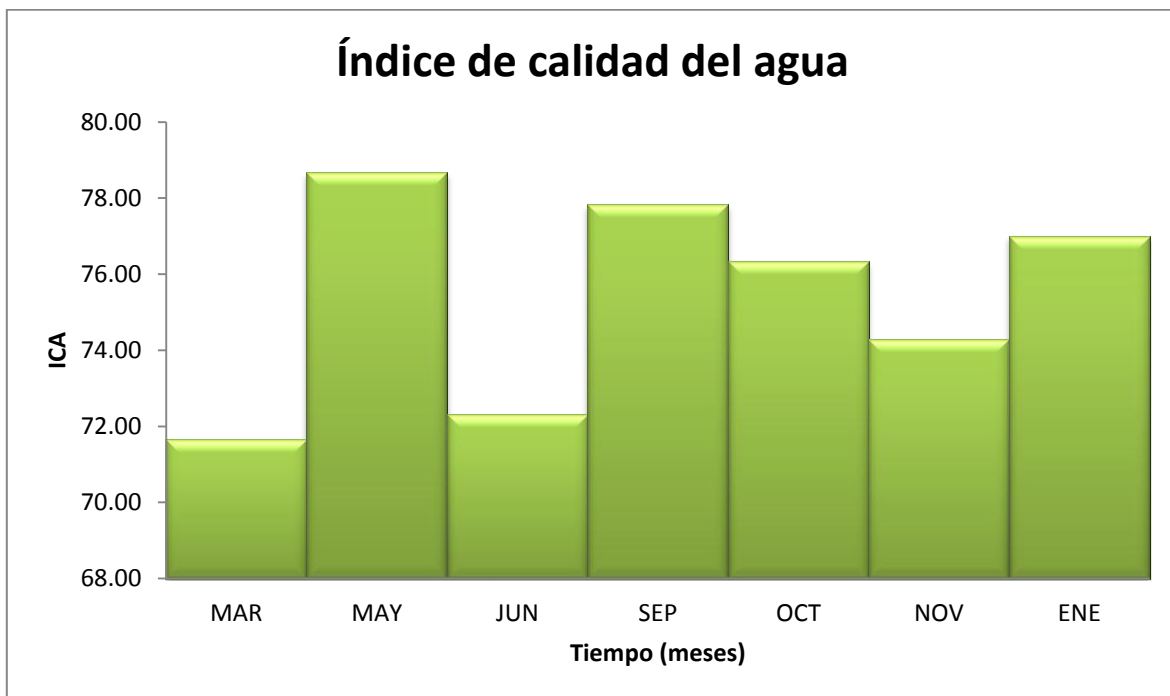


Figura 50. Índice de calidad mensual del efluente de agua residual piscícola

El índice de calidad del agua tratada durante todo el muestreo, obtuvo valores mínimos de 71.67 en marzo y 72.31 en junio; en mayo de 78.67, que representó el mejor índice. En promedio el ICA tuvo un valor de 75.43 que se considera como buena (Anexo II).

9. CONCLUSIONES

- ✓ El diseño que registró mejores resultados para el establecimiento de *Vetiver zizanioides* fue el prototipo de poliuretano, ya que proporcionó mejor soporte y flotabilidad.
- ✓ El IS de *Vetiver zizanioides* se vio mejorada por el tiempo de aclimatación, tal fue el caso del lote 1, durante 12 meses.
- ✓ El lote 2 con agregado bacteriano tuvo un IS de 0.10 y lote 3 con agregado bacteriano de 30 días, registró un IS de 0.47, mejorado por el mayor tiempo de contacto
- ✓ La TCR fue favorable durante la época de lluvia (mayo a septiembre) aun en condiciones de altitud de 2640 m, ya que la registrada para el establecimiento de *V. zizanioides*, es de 2500 m.
- ✓ La diferencia del crecimiento de raíz y tallo de *V. zizanioides* entre el lote 1 del estanque y los lotes 2, 3 y 4 entrada de los humedales, fue significativa ($p>0.003$).
- ✓ La temperatura registró -8°C lo que implicó condiciones desfavorables en los procesos de transformación de la materia orgánica, pero favoreció la presencia de oxígeno disuelto dentro del estanque ya que se registraron valores de 9mgL^{-1} .
- ✓ En octubre de 2013 se observó una remoción de DQO del 83%.
- ✓ La DBO mejoró sus procesos de biotransformación en la época de lluvia. Cuando se registró la temperatura más elevada se alcanzó una remoción de 80%.
- ✓ Se obtuvieron remociones para nitrógeno orgánico de 33.75% y nitrógeno amoniacal 40%, similar a lo reportado por Binti (2010), que obtuvo remociones de nitrógeno amoniacal de 50% en humedales con 30 individuos de *V. zizanioides*.
- ✓ La remoción de nitritos representó 23.11% en todo el tiempo del muestreo.
- ✓ Los nitratos incrementaron su concentración en 19.2%.
- ✓ Durante todo el tiempo del estudio se removió 15.34% de fósforo total dentro del sistema y 21% de ortofosfatos; este último muy por debajo de lo reportado por Binti (2010) con un porcentaje de 66.63.
- ✓ Los sólidos totales alcanzaron remociones de 59% y los SST de 45.42 % cercano al 40.74% de remoción reportado en el estudio de Binti (2010).
- ✓ El Índice de Calidad del Agua obtenido para el estanque fue de 75 a 85, es considerado como bueno de acuerdo a CONAGUA 2007.

10. REFERENCIAS

- AENOR, 1998. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno después de n días (DBOn), Parte 1: Método de dilución y siembra con adición de alil tiourea Norma oficial europea. UNEN-EN 1899-1. 21p.
- Alegre O., J., 2007, Manual sobre el uso y manejo de pasto vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Organización Panamericana de la Salud. OMS. Lima, Peru. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/tecapro/documentos/miscela/manualvetiver.pdf> (consultado el 10 de agosto 2011).
- Azza, N.G.T.; Kansime, F.; Nalubega, M.; Denny, P., 2000; differential permeability of *Papyrus* and *Miscanthidium* root mats in nakivubo swamp, Uganda, *Aquatic Botany* 67: 169-178.
- Binti A., N., 2010, Performance of constructed wetlands using *Vetiveria zizanioides* for sewage treatment, Faculty of Civil Engineering, Universiti Teknologi . Malaysia.
- Cartró, J., 2003 Tratamiento de aguas industriales. Depuración biológica de las aguas residuales, Ed. Fundación Universitaria Iberoamericana – Universidad de Catalunya, Barcelona.
- Castro, M.; Lapp M.; 2011, Anatomía de la raíz en *Chrysopogon zizanioides* (L.) roberly (panicoideae-poaceae), creciendo en diferentes condiciones de aireación. Instituto de Botánica Agrícola. Maracay, Venezuela.
- Chen, T. Y., Kao C. M., Yeh T. Y., Chien H. Y., Chao A. C., 2006; Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: a pilot-scale. *Chemosphere* 64, p.p. 497–502.
- Colprim J., 2003 Tratamiento de aguas industriales: Modelización de procesos biológicos en la depuración de aguas residuales, Fundación Universitaria Iberoamericana, Barcelona.
- CONAGUA, 2007, Indicadores de calidad del agua, semarnat. Recuperado de <http://www.cna.gob.mx/Contenido.aspx?n1=3&n2=63&n3=98&n4=98> (17 de noviembre 2011).



- CONAGUA, 2009, Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación, SEMARNAT, edición 2009, México, D.F.
- CONAGUA, 2011, Estadísticas del agua en México, edición 2011, SEMARNAT, México, D.F.
- CONAPESCA, 2011, Crece producción y consumo de trucha en el país, Recuperado de http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/08_de_julio_de_2011_mexico_df (8 de Julio 2011).
- CONAPESCA 2011, Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca, SAGARPA.
- Cooper, P., 1996; Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment, WRc, Swindon.
- Crites R., Tchobanoglous G., 2000 Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados, Mc. Graw Hill, Santafé de Bogota.
- Cronk, J. K., Fennessy, M. S., 2001, Plantas acuáticas, biología y ecología. Lewis. USA., pp. 112-115.
- Delgadillo, O.; Camacho, A.; Fernando P., L.; Andrade, M.; 2010; Depuración de Aguas Residuales por Medio de Humedales Artificiales, Centro AGUA, Bolivia.
- EPA, 2000; Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, Estados Unidos. Recuperado <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL> (8 de julio 2011)
- FAO, 2012, perfiles: *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash. Recuperado de <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Gbase/data/pf000340.htm> (07 de Julio de 2011).
- García S., J, Corzo H., A., 2008, Depuración con Humedales Construidos, Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial, Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cataluña, España.

- Grajera, G.; 2009; Study of *Chrysopogon Zizanioides* ability to decontaminate irrigation water in Southwest Spain, Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, EGU2009-14064-1, España.
- Greenfueltech, 2007, Vetiver Technology, India. Recuperado de <http://www.greenfueltech.net/vetiver.htm> (22 de agosto 2011).
- Headley, T. R., Tanner C. C., 2006, Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review, NIWA. Hamilton, Nueva Zelanda.
- Hoffmann H., Platzer C., Winker M., Muench E., 2011; Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment, Alemania.
- Hogg, E.H.; Wein, R.W., 1987; Growth dynamics of floating Typha mats: seasonal translocation and internal deposition of organic material, *Oikos*, 50(2): 197-205.
- Hsu C., Hsieh H., Yang L., Wu S., Chang J., Hsiao S., Su H., Yeh C., Ho Y., Lina H., 2011; Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment, *Ecological Engineering* 37, pp. 1533– 1545.
- INE, 2007, Problemas de calidad del agua en México, SEMARNAT. Recuperado de <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/estudios/397/castillo.html> (23 de agosto de 2011).
- INEGI, 2007; “Estadísticas a propósito del día mundial del agua “ datos nacionales, Aguascalientes, Ags. Recuperado de www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/.../estadisticas/2009/agua09.doc (23 de agosto de 2011).
- INEGI, 2009; Información por entidad: Puebla. Recuperado de <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/pue/default.aspx?tema=me&e=21>. (23 de febrero 2012).
- INEGI 2012, Estadísticas a Propósito del Día Mundial del Agua; Aguascalientes.



Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal Gobierno del Estado de Puebla, (INAFED) 2009, Enciclopedia de los Municipios de México, Puebla: Tlhuapan. SEGOB. Recuperado de <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/puebla/Mpios/21180a.htm> (17 de agosto 2011).

Kayombo S., Mewette T. S. A., Katima J. H., Ladegaard N., Jorgensen S. E., Sin año, Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual, UNEP-IETC.

Kerr-Upal, M.; Seasons, M; Mulamoottil, G; (2000). Retrofitting a stormwater management facility with a wetland component, Journal of Environmental Science and health 35, pp. 1289-1307.

Kivaisi, A., 2002. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Ecol. Eng. 16, pp. 545–560.

Mallison, C.T.; Stocker, R.K. and Cichra, C.E., 2001; Physical and vegetative characteristics of floating islands, Journal of Aquatic Plant Management 39: 107-111.

Metcalf & Eddy, Inc., 1991; Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse. International edition, Florida.

Mendonca, S., 2000 Sistemas de lagunas de estabilización: Como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío, Mc. Graw Hill, Santafé de Bogota.

Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G., 2000; . Wetlands, 3rd Edn., John Wiley and Sons Inc., NY.

Organización de Productores Piscicultores (OPP), 2006, Manual de Acuicultura sostenible; SUSTAIN AQUA, Madrid, España.

Rao, R.; Suseela, M., 2000, *Vetiveria zizanioides* (LINN.) NASH a multipurpose eco-friendly grass of India. Lucknow, India. Recuperado de <http://prvn.rdpb.go.th/files/CP-6-2.PDF> (14 de agosto de 2011)

- Romero A., Colín C., Sánchez S., Ortiz H., 2009; Tratamiento De Aguas Residuales Por Un Sistema Piloto De Humedales Artificiales: Evaluación De La Remoción De La Carga Orgánica, Rev. Int. Contam. Ambient. 25 (3) p.p. 157-167.
- Saeed T., Sun G., 2012; Una revisión de los mecanismos de eliminación de nitrógeno y materia orgánica en humedales artificiales de flujo subsuperficial: La dependencia de los parámetros ambientales, condiciones de funcionamiento y los medios de apoyo, Journal of Environmental Management 112, pp: 429-448.
- Sanchez F. D., Miralles E., 2011. Depuración de aguas residuales de una población mediante humedales artificiales, Universidad Politécnica de Catalunya, Departamento de Ingeniería Química. Barcelona.
- Sasser, C.E.; Gosselink, J.G.; Shaffer, G.P., 1991; Distribution of nitrogen and phosphorus in a Louisiana freshwater floating marsh, Aquatic Botany, 41: 317-331.
- Sasser, C.E.; Gosselink, J.G.; Swenson, E.M.; Evers, D.E., 1995. Hydrologic, vegetation, and substrate characteristics of floating marshes in sediment-rich wetlands of the Mississippi river delta plain, Louisiana, USA, Wetlands Ecology, 3 (3): 171-187.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento industrial, Norma Oficial Mexicana. (2001). NOM-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento industrial, Norma Oficial Mexicana. (2001). NOM-AA-026-SCFI-2001. Determinación de nitrógeno total kjendahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento industrial, Norma Oficial Mexicana. (2001). NOM-AA-031-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.

- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento industrial, Norma Oficial Mexicana. (2006). NOM-AA-099-SCFI-2006. Análisis de agua. Determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento industrial, Norma Oficial Mexicana. (2008). PROY-NMX-AA-029/1-SCFI-2008. Análisis de agua. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento industrial. (1980) Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-003-1980. Aguas residuales.- Muestreo. México: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales. México: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (1996). NOM-002-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. México: Diario Oficial de la Federación.
- Summerfelt, S. T.; Adler, P. R.; Glenn D. M.; Kretschmann, R. N., 1999, Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands, *Aquacultural Engineering*, E.E.U.U.U. 19: 81-92
- Sun L., Liu Y., Jin H., 2009, Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna, *ecological engineering* 35, pp. 135 -140.
- Swarzenski, C.M.; Swenson, E.M.; Sasser, C.E.; Gosselink, J.G. ; 1991; Marsh mat flotation in the Louisiana Delta plain, *Journal of Ecology* 79: 999-1011.
- Torres R., Cumana A., Torrealba O., Posada D., 2010; Uso del Vetiver para la Fitorremediación de Cromo en Lodos Residuales de una Tenería,

Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas Vol.1 Núm.2 1 de abril-30 de junio, p. p. 175-188

- Tousinnant E., Fankhauser O., Hurd S., 1999 ; Guidance manual for the design, construction and operations of constructed wetlands for rural applications in ontario, By Stantec Consulting Ltd, R&TT, Alfred College (University of Guelph) South Nation Conservation.
- Truong, P., 2004; Vetiver para la Mejora de la Calidad del Agua, The Vetiver Network East Asia and South Pacific Representative Veticon Consulting, Brisbane, Australia
- Truong, P., Hart B.; 2001; Sistema vetiver para el tratamiento de aguas residuales, Pacific Rim Vetiver Network Technical Bulletin No. 2001/2
- Truong, P., Stone, R., 1996; Vetiver grass for landfill rehabilitation: Erosion and leachate control. Report to DNR and Redland Shire Council.
- Truong, P., Van, T. T., Pinnars, E., 2008, The Vetiver System for Improving Water Quality: the Prevention and Treatment Of Contaminated Water and Land, Published by The Vetiver Network International.
- Truong, P.N., 2000; The Global Impact of Vetiver Grass Technology on the Environment. Proc. Second Intern. Vetiver Conf. Tailandia.
- Vymazal, J., Brix H., Cooper P., Green M. and R. Haberl 1998; Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, Bachuys Publishers, Leiden, NL.
- Wagner, S., Truong, P., Vieritz, A., Smeal, C., 2004, Response of Vetiver Grass to Extreme Nitrogen and Phosphorus Supply, Queensland, Australia, pp.- 100 – 108.
- Xian N. L., Hai L. S., Wei L., Xi W. L., Osamu N., 2010; An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water. Ecological Engineering 36, pp: 382–390.
- Xiong J., Guo G., Mahmood Q., Yue M.; 2011, Nitrogen removal from secondary effluent by using integrated constructed wetland system, Ecological Engineering 37: 659–662.



Zariñana A., E. A.; 2011; Tratamiento de aguas residuales a través de un humedal construido de flujo sub-superficial para el cultivo de trucha (*Oncorhynchus mykiss*) en el campamento arco iris, Puebla, Universidad Autónoma de México.

Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74.

Zhou X., Wang G., 2010, Nutrient concentration variations during *Oenanthe javanica* growth and decay in the ecological floating bed system, *Journal of Environmental Sciences*, 22(11) pp. 1710–1717.

11. Anexos

11.1. Anexo 1

ANOVA

Longitud total

| | Suma de cuadrados | gl | Media cuadrática | F | Sig. |
|--------------|-------------------|----|------------------|-------|------|
| Inter-grupos | 2588.448 | 4 | 647.112 | 5.383 | .003 |
| Intra-grupos | 2765.118 | 23 | 120.223 | | |
| Total | 5353.566 | 27 | | | |

Comparaciones múltiples

Variable dependiente: longitud total
HSD de Tukey

| (I) lote | (J) lote | Diferencia de medias (I-J) | Error típico | Sig. | Intervalo de confianza al 95% | |
|----------|----------|----------------------------|--------------|-------|-------------------------------|-----------------|
| | | | | | Límite superior | Límite inferior |
| 1 | 1.2 | -10.39875 | 5.92156 | .422 | -27.9030 | 7.1055 |
| | 2 | 16.02482 | 5.67472 | .066 | -.7498 | 32.7994 |
| | 3 | 8.79625 | 6.71442 | .688 | -11.0517 | 28.6442 |
| | 4 | 10.12958 | 7.42307 | .655 | -11.8132 | 32.0724 |
| 1.2 | 1 | 10.39875 | 5.92156 | .422 | -7.1055 | 27.9030 |
| | 2 | 26.42357(*) | 6.10014 | .002 | 8.3914 | 44.4557 |
| | 3 | 19.19500 | 7.07762 | .083 | -1.7266 | 40.1166 |
| | 4 | 20.52833 | 7.75315 | .094 | -2.3902 | 43.4468 |
| 2 | 1 | -16.02482 | 5.67472 | .066 | -32.7994 | .7498 |
| | 1.2 | -26.42357(*) | 6.10014 | .002 | -44.4557 | -8.3914 |
| | 3 | -7.22857 | 6.87243 | .829 | -27.5436 | 13.0865 |
| | 4 | -5.89524 | 7.56630 | .934 | -28.2614 | 16.4709 |
| 3 | 1 | -8.79625 | 6.71442 | .688 | -28.6442 | 11.0517 |
| | 1.2 | -19.19500 | 7.07762 | .083 | -40.1166 | 1.7266 |
| | 2 | 7.22857 | 6.87243 | .829 | -13.0865 | 27.5436 |
| | 4 | 1.33333 | 8.37435 | 1.000 | -23.4215 | 26.0881 |
| 4 | 1 | -10.12958 | 7.42307 | .655 | -32.0724 | 11.8132 |
| | 1.2 | -20.52833 | 7.75315 | .094 | -43.4468 | 2.3902 |
| | 2 | 5.89524 | 7.56630 | .934 | -16.4709 | 28.2614 |
| | 3 | -1.33333 | 8.37435 | 1.000 | -26.0881 | 23.4215 |

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

lon_total

HSD de Tukey

| lote | N | Subconjunto para alfa = .05 | |
|------|---|-----------------------------|---------|
| | | 2 | 1 |
| 2 | 7 | 56.7714 | |
| 4 | 3 | 62.6667 | 62.6667 |
| 3 | 4 | 64.0000 | 64.0000 |
| 1 | 8 | 72.7963 | 72.7963 |
| 1.2 | 6 | | 83.1950 |
| Sig. | | .184 | .052 |

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 4.912.

b Los tamaños de los grupos no son iguales. Se utilizará la media armónica de los tamaños de los grupos. Los niveles de error de tipo I no están garantizados.

11.2. Anexo II

| parámetro | | Peso relativo wi | | ENE | MAR | ABR | MAY | JUN | SEP | OCT | NOV | ENE | Promedio ICA total |
|-------------|--------------------|------------------|-----|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------------------|
| pH | unidades | 0.12 | [] | 6.54 | 6.67 | 6.69 | 6.72 | 6.67 | 6.9 | 6.9 | 6.82 | 6.83 | 9.26 |
| | | | qi | 70 | 75 | 75 | 80 | 75 | 85 | 85 | 75 | 75 | |
| | | | ICA | 8.4 | 9 | 9 | 9.6 | 9 | 10.2 | 10.2 | 9 | 9 | |
| temperatura | °C | 0.1 | [] | 6 | 9 | 9 | 10 | 10 | 9 | 7 | 7 | 5 | 5 |
| | | | qi | 55 | 46 | 46 | 45 | 45 | 46 | 47 | 47 | 73 | |
| | | | ICA | 5.5 | 4.6 | 4.6 | 4.5 | 4.5 | 4.6 | 4.7 | 4.7 | 7.3 | |
| DBO5 | Mg ^L -1 | 0.1 | [] | 3.61 | 3.07 | 2.53 | 2.58 | 3.74 | 1.88 | 5.15 | - | 4.57 | 6.87 |
| | | | qi | 65 | 65 | 77 | 77 | 66 | 90 | 55 | - | 55 | |
| | | | ICA | 6.5 | 6.5 | 7.7 | 7.7 | 6.6 | 9 | 5.5 | - | 5.5 | |
| Fosfatos | mg ^L -1 | 0.1 | [] | - | 0.586 | - | 0.081 | 0.304 | 0.408 | 0.053 | 0.348 | 0.27 | 8.21 |
| | | | qi | - | 70 | - | 95 | 80 | 70 | 95 | 80 | 85 | |
| | | | ICA | - | 7 | - | 9.5 | 8 | 7 | 9.5 | 8 | 8.5 | |
| Nitratos | mg ^L -1 | 0.1 | [] | - | 0.0079 | - | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.03 | 0.05 | 9.5 |
| | | | qi | - | 95 | - | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | |
| | | | ICA | - | 9.5 | - | 9.5 | 9.5 | 9.5 | 9.5 | 9.5 | 9.5 | |
| ST | mg ^L -1 | 0.08 | [] | - | 1.5 | - | 0.082 | - | 0.101 | 0.113 | - | 0.365 | 6.4 |
| | | | qi | - | 80 | - | 80 | - | 80 | 80 | - | 80 | |
| | | | ICA | - | 6.4 | - | 6.4 | - | 6.4 | 6.4 | - | 6.4 | |
| ICA TOTAL | | | | 20.4 | 43 | 21.3 | 47.2 | 37.6 | 46.7 | 45.8 | 31.2 | 46.2 | 45.25 |
| ICA MENSUAL | | | | 63.75 | 71.67 | 66.56 | 78.67 | 72.31 | 77.83 | 76.33 | 74.29 | 77.00 | 75.43 |