

Construcción de humedales artificiales de Totora

JUNIO 2022

UNIDAD DE ECOLOGÍA ACUÁTICA
INSTITUTO DE ECOLOGÍA - UMSA
Editado por: Darío Achá C.



BIOREM

CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE TOTORA

RESULTADOS DE UNA EXPERIENCIA PILOTO PARA EL ALTIPLANO BOLIVIANO



Con el apoyo y financiamiento y apoyo de:



2022

Contribuciones y coautores de este trabajo

Dirección, redacción y edición general

- Darío Achá Cordero, Ph.D.
Docente - Investigador
Instituto de Ecología - U.M.S.A.

Responsable de cultivo in-vitro

- Jorge Quesada, Msc.
Investigador
Instituto de Biología Molecular y Biotecnología - U.M.S.A.
- Alejandra del Pilar Román P., Lic.
Investigador asociado
Instituto de Biología Molecular y Biotecnología - U.M.S.A.
- Carmen Ormachea O., Lic.
Investigador asociado
Instituto de Biología Molecular y Biotecnología - U.M.S.A.
- Juan Carlos Bermejo F., Lic.
Investigador asociado
Instituto de Biología Molecular y Biotecnología - U.M.S.A.

Construcción del sistema y seguimiento

- Wilma Arce, Lic.
Maestrante
Carrera de Biología - U.M.S.A.
- Roxana Quiroga, Ph.D.
Investigadora asociada
Instituto de Ecología - U.M.S.A.
- Pablo Canestraci, Lic.
Maestrante
Carrera de Biología - U.M.S.A.

Seguimiento a comunidad de algas

- Adriana V. Ramos R., Lic.
Investigadora asociada
Instituto de Ecología - U.M.S.A.

Seguimiento a la comunidad de invertebrados

- Angela O. Montecinos A. Lic.
Investigadora asociada
Instituto de Ecología - U.M.S.A.

- Eiji Furuki Asato, Lic.
Investigador asociado
Instituto de Ecología - U.M.S.A.
- Angela Montecinos Aspiazú, Lic.
Investigadora asociada
Instituto de Ecología - U.M.S.A.

Seguimiento a la comunidad microbiana

- Roxana Quiroga, Ph.D.
Investigadora asociada
Instituto de Ecología - U.M.S.A.
- Pablo Canestraci, Lic.
Maestrante
Carrera de Biología - U.M.S.A.

Remoción de antibióticos

- Sara Neyrot, Lic.
Maestrante
Carrera de Biología - U.M.S.A.

CONTENIDO:

INTRODUCCIÓN	6
EL PROYECTO BIOREM	6
LA EUTROFIZACIÓN	6
FUENTES DE NUTRIENTES DE ORIGEN ANTRÓPICO	7
POSIBLES IMPACTOS DE LOS FLORECIMIENTOS ALGALES	8
RECUPERACIÓN DE ECOSISTEMAS	9
LA TOTORA	10
PARTICULARIDADES DEL ALTIPLANO BOLIVIANO	12
LA CUENCA ENDORREICA	12
IMPACTOS DE LA ALTURA Y CLIMA	12
ESCASEZ DE AGUA	12
CONTAMINACIÓN POR METALES Y METALOIDES	13
CONTAMINACIÓN ORGÁNICA	13
DISEÑO DEL SISTEMA CONVENCIONAL	15
ESTRUCTURA DEL SISTEMA	15
<i>Tanques y depósitos</i>	15
<i>Sistema completo</i>	18
<i>Proceso de aclimatación de Totora</i>	19
<i>Seguimiento del crecimiento de la Totora</i>	20
<i>Adición de aguas contaminadas</i>	21
RESULTADOS DE PRUEBA PILOTO	22
<i>Remoción de fósforo</i>	22
<i>Remoción de nitrógeno</i>	24
<i>Remoción de nitritos</i>	27
<i>Remoción de otros contaminantes</i>	27
BIOINDICADORES PARA SEGUIMIENTO	28
<i>Las algas como bioindicadores</i>	28
<i>Los invertebrados como bioindicadores</i>	29
DISEÑO DEL SISTEMA FLOTANTE	31
ESTRUCTURA DEL SISTEMA	31
<i>Generalidades</i>	31
<i>Diseño general</i>	32
<i>Detalles del diseño</i>	34
RESULTADOS DE LA PRUEBA PILOTO	35
<i>Remoción de fósforo</i>	35
<i>Remoción de nitratos</i>	36
<i>Remoción de nitritos</i>	37
<i>Efectos sobre la biodiversidad microbiana</i>	38
MONITOREO Y MANEJO DEL SISTEMA	39
VENTAJAS Y DESVENTAJAS	41
REFERENCIAS	43

Introducción

El proyecto BIOREM

Esta guía fue elaborada como parte del proyecto piloto “Bioremediación de las Zonas de Huatajata y Bahía Cohana del Lago Titicaca, y revalorización Cultural Económica de la Totorá” que a su vez es parte del Proyecto binacional “Gestión Integrada de los Recursos Hídricos en el Sistema Titicaca - Desaguadero - Poopó - Salar de Coipasa (TDPS) - Componente Bolivia”. Dicho proyecto fue ejecutado por el Instituto de Ecología (IE) de la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA) en colaboración con el Instituto de Investigaciones para el Desarrollo de Francia (IRD) y el Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA). El financiamiento provino de la Global Environmental Facility (GEF) a través del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD).

El objetivo de esta guía es proporcionar los conocimientos para aplicar las herramientas desarrolladas y evaluadas dentro de este estudio, de forma que puedan ser aprovechados por los interesados y autoridades responsables de la gestión de aguas residuales y protección del medio ambiente. Al mismo tiempo se presentan los resultados de la evaluación y algunas recomendaciones de forma que se pueda decidir donde y cuando es pertinente aplicar esta tecnología. También se espera poder contribuir de esta forma a la revalorización de los Totorales, que constituyen una defensa natural contra la contaminación y cuya conservación debe priorizarse en la cuenca.

La eutrofización

La eutrofización es un proceso en el que los cuerpos de agua se van enriqueciendo de nutrientes como nitrógeno y fósforo. Este incremento de nutrientes provoca que la productividad de dicho ecosistema crezca de forma desmedida. Típicamente generando florecimientos masivos de algas, ya sea pegadas a los sedimentos, macrófitas o suspendidas en la columna de agua. El crecimiento de algas provoca un simultáneo incremento de la producción de oxígeno, subida del potencial redox y cambios en la abundancia y composición de la comunidad de algas. Casi inmediatamente después, las condiciones cambian radicalmente, ya que la materia orgánica producida por las algas y las mismas algas empiezan a descomponerse consumiendo tanto o más oxígeno que el producido inicialmente. Esto también altera el potencial redox haciéndolo más negativo y el pH más ácido. Pronto el ecosistema tiende a volverse anaerobio y no apto para peces, plantas, invertebrados e incluso algas eucariotas (Wetzel, 2001). De hecho, la existencia de todos los eucariotas del ecosistema se pone en riesgo y en ocasiones los florecimientos de cianobacterias acaban también con la mayoría de las algas eucariotas. Las toxinas de las

cianobacterias no son un serio peligro solo para otras algas, sino que también lo son para invertebrados, peces y humanos.

El problema de la eutrofización fue inicialmente vinculado fósforo por encima del nitrógeno (Schindler et al., 1971). El fósforo era ampliamente utilizado en detergentes (Lund, 1974). Desde entonces, su utilización fue restringida en muchos países y la industria lentamente fue reemplazando estos detergentes por alternativas libres de fósforo. A pesar de ello, los problemas de eutrofización continúan creciendo a nivel mundial (Huisman et al., 2018). Hoy en día, los fertilizantes utilizados en la agricultura, el cambio de uso de suelo y las aguas residuales domésticas e industriales son los principales causantes de eutrofización en lagos, ríos e incluso océanos. El cambio climático, no ha hecho otra cosa que agravar este serio problema, incrementando la temperatura y alterando los ciclos hídricos.

La eutrofización genera inicialmente florecimientos algales ocasionales o estacionales, pero se hacen cada vez más frecuentes y pueden volverse permanentes. Esta situación hace que la mayoría de los servicios ambientales de estos ecosistemas se pierdan o limiten significativamente. Aunque se supone que los grandes lagos con el Lago Titicaca son más resilientes a cualquier tipo de contaminación, por una simple cuestión de volumen de dilución, ya hay ejemplos de grandes lagos e incluso de mares eutrofizados de forma recurrente.

Fuentes de nutrientes de origen antrópico

Cada día más personas viven en ciudades o centros urbanos gracias a la creciente migración del campo a la ciudad. Por tal razón, una de las principales fuentes de nutrientes de origen antrópico son las aguas residuales de las ciudades, que suelen tener peligrosas mezclas de otros contaminantes de origen doméstico e industrial. Por supuesto, la solución de los problemas de exceso de nutrientes provenientes de las ciudades pasa por la instalación de “Plantas de tratamiento de aguas residuales” (PTAR). Sin embargo, esto no es tan fácil como parece. La reducción de nutrientes necesaria suele alcanzarse recién después de un tratamiento terciario, pero construir una PTAR con estas características suele estar fuera del alcance económico de la mayoría de los países en vías de desarrollo e incluso de muchas poblaciones en países “desarrollados”. Además, la implementación de una PTAR no siempre es posible, en particular en contextos donde las fuentes de contaminación son muy dispersas o presentan barreras geográficas que impiden o dificultan concentrar los contaminantes en una sola PTAR.

Aunque las ciudades son una fuente de nutrientes muy importante, hay otras que en ciertos contextos pueden ser mucho más importantes aún. Los cultivos extensivos y la ganadería masiva producen por sí solos enormes cantidades de nutrientes y materia orgánica que suele ser arrastrada a los cuerpos de agua. A esto hay que sumarle que los sistemas de producción agrícola dominante en la actualidad utiliza grandes cantidades de fertilizantes que no son otra cosa que concentrados de fósforo y nitrógeno para favorecer

el desarrollo vegetal. Aunque una porción significativa de estos nutrientes añadidos son aprovechados por los cultivos, gran parte termina siendo arrastrado a los cuerpos de agua generando eutrofización entre otros problemas.

Posibles impactos de los florecimientos algales

Los florecimientos algales o “blooms” son particularmente frecuentes en ecosistemas eutrofizados o al menos enriquecidos en nutrientes. De hecho, aunque no siempre se sabe que es lo que gatilla los florecimientos algales que parecen surgir de manera espontánea y aleatoria, la causa de fondo son siempre el exceso de nutrientes y la competencia entre grupos de algas donde grupos oportunistas consiguen una dominancia absoluta.

En lagos poco profundos como el Lago Menor del Titicaca o la Bahía de Puno, los florecimientos suelen iniciar en o cerca a los sedimentos donde las algas escapan los efectos nocivos de la radiación ultravioleta y consiguen acceso a más nutrientes provenientes de los sedimentos. Cuando las condiciones son apropiadas para un florecimiento algal el incremento poblacional y la consiguiente producción de materia orgánica disuelta actúan como un filtro solar natural. Esto permite que las algas vayan subiendo en la columna de agua, compitiendo ahora por acceso a la luz ya que los nutrientes ya no parecen ser el factor limitante.

Al subir en la columna de agua las algas empiezan a bloquear la luz, lo que no solo perjudica a las algas bentónicas o a aquellas rezagadas en la columna de agua, sino que interfiere con la fotosíntesis en macrófitas. Al mismo tiempo las algas que van pereciendo cerca a la superficie del agua se precipitan arrastrando consigo materia orgánica fácilmente disponible para detritívoros. La suma del bloqueo de la fotosíntesis en la parte inferior de la columna de agua, el constante influjo de materia orgánica desde la superficie y la materia orgánica de macrófitas y algas bentónicas que perecen al no poder hacer fotosíntesis provocan inicialmente una dominancia de la descomposición aerobia que consume todo el oxígeno de la columna de agua haciéndola inhabitable. Luego la descomposición se convierte en una descomposición anaerobia, cuyos procesos de fermentación y respiración anaerobia generan grandes concentraciones de sustancias reductoras y tóxicas. Entre ellas destacan los sulfuros, cuyo desagradable olor a huevo podrido, es el menor de los problemas.

En ecosistemas naturalmente enriquecidos en sulfatos como son los del sistema TDPS hay una tendencia natural a producir grandes cantidades de sulfuro de hidrógeno en sus sedimentos anaerobios. Esto es limitado por la producción de oxígeno que tiene a oxidar el sulfuro a sulfito y sulfatos, pero por la lenta cinética esto no es suficiente y bacterias oxidadoras del azufre son indispensables para mantener el sulfuro de hidrógeno en niveles aceptables. Cuando hay un florecimiento algal que bloquea la luz cerca de los sedimentos se deja de producir oxígeno para oxidar el sulfuro de hidrógeno y también se inhibe la actividad de la mayoría de las oxidadoras de azufre porque dicha oxidación la

realizan mediante una fotosíntesis anoxigénica (que no produce oxígeno) dependiente de luz. En suma, los florecimientos algales quitan todos los controles de la producción de sulfuro de hidrógeno, que además de ser mal oliente es una sustancia neurotóxica que altera el potencial redox, el pH y consume cualquier rastro de oxígeno sobrante.

Otro posible resultado de los florecimientos algales es la elevada producción de metano. Las condiciones anaerobias favorecen también el crecimiento de las bacterias metanógenas. El problema con el metano es que es un gas de efecto invernadero mucho peor que el dióxido de carbono. La producción masiva de este compuesto a la escala de un lago es significativa para el medio ambiente global.

Recuperación de ecosistemas

La recuperación de los ecosistemas expuestos a eutroficación y florecimientos algales no es algo imposible, en especial si la fuente de nutrientes causantes es controlada o desaparece, y de hecho ocurre de forma natural en muchos contextos. Desde el 2015 que hubo el florecimiento de *Carteria sp.* en el Lago Menor del Titicaca no ha recurrido hasta ahora. Después de dicho “Bloom” la turbidez y muchos otros parámetros volvieron a niveles inferiores a los observados antes del fenómeno (Achá et al., 2018).

La restauración de un sistema eutrofizado ocurre cuando el florecimiento algal consume todos los nutrientes y las algas muertas se acumulan junto con ellos en los sedimentos. En principio, la enorme demanda de nutrientes termina por consumirlos y la velocidad de descomposición no es la suficiente para poner tantos nutrientes nuevamente en circulación. Pasado este escenario las poblaciones de macrófitas en los fondos y las estructuras de las comunidades pueden empezar a retornar a condiciones previas. Sin embargo, esto depende de muchos factores y es posible que algunas especies se hayan extinguido localmente, por lo que podrían tomar mucho tiempo en retornar a recolonizar el ecosistema. Peor aún es la situación con las especies endémicas, ya que las mismas no pueden recuperarse y se pierden de forma permanente. Estas pérdidas irreparables podrían generar cambios significativos y permanentes en los ecosistemas.

A pesar de que se puede ser optimista sobre la recuperación de un ecosistema después de un episodio de florecimiento algal o de un periodo eutrofizado. Lo cierto es que el ecosistema se queda debilitado y pierde parte de su resiliencia. El Lago Menor del Titicaca perdió buena parte de la cobertura de Charophytas (macrófitas pertenecientes a las algas verdes) que antes cubrían casi todas sus zonas someras. Esto dejó al lago mucho más susceptible a picos de sulfuro de hidrógeno y a la resuspensión de sus sedimentos. Esto haría al sistema más susceptible a sufrir un nuevo episodio de florecimiento algal y demora su recuperación. En otros ecosistemas se ha observado que la acidificación de los sedimentos, por la degradación de la biomasa, permite la resuspensión de nutrientes como el fósforo. Si este ciclo se mantiene podría llegarse a una situación en que los florecimientos algales se vuelven estacionales y eventualmente permanentes como en algunas zonas del Lago Erie, otro de los grandes lagos del mundo.

Incluso si se controla la fuente de contaminación o se la elimina el tiempo que requiere un ecosistema para recuperarse puede exceder el de una generación humana y en algunos casos extremos incluso el de la propia existencia del ecosistema, como es el caso de lagunas amazónicas. Afortunadamente si es posible promover y coadyubar el proceso de recuperación para acelerar el mismo. Hay diferentes estrategias para hacerlo, que incluyen varias posibilidades de ingeniería ecológica. En el caso específico de la eutrofización y sus impactos el manejo de la cadena trófica es una posibilidad interesante pero potencialmente riesgosa, ya implica riesgos de alteraciones de las comunidades a largo plazo. Otra estrategia es el uso de fitorremediación con especies nativas que de forma natural consumen el exceso de nutrientes y pueden ser manejadas para que estos nutrientes salgan del sistema o se queden encapsulados en los sedimentos. En este trabajo propone el uso de Totorá en flotación como posible alternativa para el Lago Titicaca y potencialmente para el Uru Uru. También propone el uso de humedales artificiales para remover nutrientes de ríos con prometedores resultados.

La Totorá

La Totorá o *Schoenoplectus californicus subsp. tatora* es una monocotiledónea de la familia *Cyperaceae*. Es una planta nativa del continente americano con un rango de hábitat que se extiende desde California en Norte América hasta Argentina en Sud América. Su aprovechamiento se remonta mucho antes de la época de colonia y sus usos son muy variados. Puede ser utilizada como alimento humano (Moore et al., 2010; Whitehead, 2007) forraje, material de construcción de casas como de botes, canastas, ropa, artefactos decorativos y otros con una tradición milenaria particularmente importante en la cuenca del TDPS (Banack et al., 2004). Por tanto, la Totorá ha sido sujeto de cultivo por las comunidades locales, pero esa actividad ha decaído con los cambios socioeconómicos actuales y en particular con el cambio de uso del suelo (Banack et al., 2004). Las Totoras también han sido ampliamente utilizadas para tratamiento de aguas residuales con distintas características.

Las Totoras se caracterizan por crecer en ambientes pobres en nitrógeno, pero difícilmente sobreviven a limitaciones de fósforo (Rejmánková et al., 2018). Por ello se cree que sus raíces estimulan la fijación de nitrógeno para complementar sus necesidades mediante una interacción con las comunidades microbianas (Rejmánková et al., 2018). De hecho, la eficiencia de este género para remover nutrientes en humedales artificiales es más eficiente cuando hay un buen balance de nitrógeno y fósforo que cuando hay una saturación de nitrógeno (Zhang et al., 2008). Es en general una planta muy resistente y que crece eficientemente en sistemas de agua dulce pero tiene una importante tolerancia a la salinidad (Blanco, 2019; Sloey et al., 2015), lo que resulta muy conveniente para su uso en el TDPS (Blanco, 2019).

Las Totoras no solo están asociadas a la acumulación de nutrientes, sino que también parecen participar en la acumulación de otros contaminantes como el arsénico (Sarret et

al., 2019), metilmercurio (Lanza et al., 2017; Quiroga-Flores et al., 2021), cobre (Murray-Gulde et al., 2005), Zinc (Arreghini et al., 2006), y pesticidas organoclorados (Miglioranza et al., 2004). Aunque su papel no siempre es directamente en la acumulación de estas sustancias, tiene sin duda, un papel importante para organismos como algas del perifiton que son las que realizan la acumulación (Lanza et al., 2017; Quiroga-Flores et al., 2021).

Las Totoras son también ecológicamente importantes ya que constituyen un hábitat importante para aves, peces y anfibios. También limitan la dispersión de algunos parásitos como la *Fasciola hepática* al limitar el desarrollo de moluscos (Bargues et al., 2020). Sin embargo, en condiciones eutróficas se puede evidenciar mayor presencia de moluscos, como lo evidenciamos en nuestro estudio.

Particularidades del altiplano Boliviano

La cuenca endorreica

El sistema “Titicaca-Desaguadero-Poopo-Salares” (TDPS) es una cuenca endorreica, lo que implica que pierde toda su agua por evaporación y depende de su constante recarga. De los servicios ecológicos que presta depende la supervivencia de alrededor de 3 millones de habitantes. Las urbes más importantes son la ciudad de La Paz, El Alto y Oruro. De estas tres solo El Alto y Oruro pertenecen a la cuenca del TDPS, ya que La Paz descarga sus aguas a la cuenca amazónica. Del sistema, el Lago Titicaca es el más grande de los cuerpos de agua y el de mayor volumen, que además es compartido con el Perú. Lago Poopo ya no es un lago permanente, sino que se seca estacionalmente (Zolá and Bengtsson, 2006), por lo que su importancia ecológica y económica ha disminuido considerablemente. El lago Uru Uru se ha convertido en el segundo lago en importancia, aunque se trata de un lago artificial creado al lado de la ciudad de Oruro con un volumen mucho menor y con serios problemas de contaminación metálica y orgánica.

Impactos de la altura y clima

El TDPS se encuentra sometido a condiciones climáticas extremas asociadas a su elevada altura, que va desde los 3657 m.s.n.m. en el Salar de Coipasa hasta más de 3800 m.s.n.m. en el Lago Titicaca. Incluso dentro del agua las variaciones térmicas diarias son mucho más significativas que las variaciones estacionales (Alanoca et al., 2016). La elevada altura reduce la concentración de los gases en la atmósfera y también en el agua. Es así que la saturación del oxígeno en el Lago Titicaca es de alrededor de $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mientras que a esas temperaturas y a nivel del mar se esperaría que esté alrededor de los $10.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La gran altura también hace que la exposición a rayos UV de las poblaciones sea mucho mayor, por lo que hay importantes procesos de especiación y adaptación a estas condiciones. El resultado son grandes números de endemismos, por lo que los ecosistemas se hacen particularmente frágiles. Al mismo tiempo, esto limita los grupos de organismos que se pueden aprovechar para dar soluciones biológicas a las problemáticas. Por ejemplo, muchas de las especies vegetales tienen problemas para desarrollarse en estos lagos debido a la combinación de fuerte radiación y cambios de temperaturas extremos.

Escasez de agua

La precipitación en el sistema TDPS es extremadamente variable, pudiendo tener variaciones temporales de hasta 50% de la media (Canedo et al., 2016). Al mismo tiempo la variación espacial de las precipitaciones es también muy grande, variando de entre 200 y 1400 mm anuales (Canedo et al., 2016). Incluso estacionalmente la precipitación es extremadamente variable, con casi toda la precipitación ocurriendo en la época de lluvias.

Los volúmenes del sistema parecen estar decayendo en general (Zolá and Bengtsson, 2006). Esto se debería a cambios en el balance hídrico que incluyen una combinación compleja de fenómenos que están reduciendo los volúmenes disponibles en la región. Uno de los factores importantes es el cambio de uso de suelos, incluyendo mayor cantidad de suelos irrigados y cambios en las prácticas agrarias. También influye negativamente el trasvase de volúmenes importantes de los afluentes del sistema, particularmente en el Perú. El mayor consumo por poblaciones urbanas, donde el consumo de agua per capita supera el rural. Un caso particular es el de la ciudad de La Paz, que no solo consume mayor cantidad de agua por el crecimiento urbano, sino también trasvasa, en este proceso, aguas del TDPS a la cuenca amazónica. También está el crecimiento del uso del agua por la industria y en particular por la minería, que suele usar grandes cantidades de agua. A estos impactos antrópicos directos hay que sumarle los impactos indirectos, como el calentamiento global que incrementa la evaporación del agua, acelera la pérdida de los glaciares y podría reducir las precipitaciones, aunque sobre esto último no parece estar del todo claro aún. Por todo esto se ha vuelto imperativo mejorar el manejo de este recurso y en particular la capacidad de reciclar el escaso recurso para que pueda ser utilizado más de una sola vez.

Contaminación por metales y metaloides

La minería en la cuenca del TDPS fue una actividad importante incluso antes del imperio Incaico, y sigue siendo una de las principales actividades económicas de la región. Las actividades actuales son en su mayoría de cooperativas, por lo que tiene poco si es que algún control ambiental. Por tanto, existe una generación creciente de contaminantes metálicos que se suma a los pasivos ambientales de cientos de años. A esto también hay que sumar que la región es naturalmente rica en arsénico de origen geológico. No hay una solución simple para este problema en general, pero se deben tomar medidas ya que limita la posibilidad de aprovechar los ya escasos recursos hídricos. Afortunadamente, algas que crecen asociadas a las Totoras han demostrado un enorme potencial para acumular algunos de estos metales y metaloides, ofreciendo una alternativa para descontaminar las aguas. Aunque en este trabajo se hizo una exploración de estas posibilidades, es evidente que esto va más allá del alcance propuesto del proyecto y más estudios serán necesarios.

Contaminación orgánica

El crecimiento de los centros urbanos como El Alto, Viacha, Oruro y otros son sin duda la principal fuente de contaminación orgánica dentro del sistema TDPS. Esta contaminación orgánica no consiste solo en desechos de origen biológico sino que ahora incorpora una serie de sustancias de uso doméstico e industrial. Dentro de estos contaminantes están hidrocarburos, plásticos, solventes, farmacéuticos, hormonas y una interminable lista de derivados y compuestos intermedios de degradación.

A la contaminación de origen urbana hay que sumar que las crecientes demandas alimentarias han generado una presión sobre la producción agrícola, que va abandonando prácticas ancestrales de uso del suelo para incorporar cada vez más fertilizantes y pesticidas. Todos estos contaminantes terminan tarde o temprano en los cuerpos de agua. Este no es solo un problema del TDPS, pero se magnifica en un sistema con tantas limitaciones de recursos hídricos y en un ecosistema que evolucionó con cargas orgánicas muy bajas y donde la diversidad y actividad de posibles descomponedores naturales puede estar limitada por las características extremas del sistema.

Los humedales artificiales generan pequeños microclimas que podrían favorecer el desarrollo de comunidades altamente activas en la descomposición y retención de muchos de los contaminantes mencionados y por tanto una alternativa viable para complementar los sistemas de tratamiento de aguas tradicionales.

Diseño del sistema convencional

Estructura del sistema

Tanques y depósitos

El sistema que se construyó para el proyecto piloto tubo de base bebederos de polietileno para animales (Fig. 1). Los bebederos utilizados son 100% de polietileno y muy resistentes a la fuerte radiación del altiplano, ya que son del mismo material utilizado para tanques de agua con duraciones estimadas de más de 10 años. Estos bebederos son de fácil acceso comercial en toda la región y pueden ser adquiridos por costos relativamente bajos. Son de fácil transporte ya que pueden ser apilados y son muy livianos. Su instalación es muy sencilla y rápida, pudiendo realizarse por una sola persona ya que pesan entre 20 y 70 Kg. En el piloto se usaron dos tipos de bebedero, el primero con una capacidad de 2500 L circular (Fig. 1) y otro de 500 L rectangular (Fig. 2).



Fig. 1: Bebedero circular de 2500 L de capacidad y 70 kg de peso

El bebedero circular sirve para el ingreso de agua contaminada, en la misma no se siembran Totoras y el sembrado de macrófitas flotantes es una posibilidad, pero no es necesaria. La función de este tanque es fundamentalmente de amortiguación para evitar que el agua contaminada, potencialmente arrastrando gran cantidad de partículas que perjudicarían el sistema. Por tanto, el tanque capta el agua hasta llenarse, dependiendo

la cantidad de partículas suspendidas se puede esperar un tiempo a que las partículas se asienten para luego liberar el agua al resto del sistema. En este tanque se espera que se formen comunidades de algas en suspensión que eventualmente precipitan con o sin la ayuda de las partículas que ingresan al tanque. En caso de que las aguas contengan pocas partículas suspendidas se puede prescindir de este tanque y agregar el agua directamente al resto del sistema.



Fig. x: Bebedero rectangular de 500 L de capacidad.

Los bebederos rectangulares fueron utilizados para sembrar la Totora con una mezcla de grava y arena, pero antes se recubrieron los tanques con agrofílm. Este agrofílm previene el contacto directo con el tanque, que cuando es nuevo parece desprender inhibidores del crecimiento vegetal. Esto último es conveniente si se utilizan estos tanques como bebederos, pero muy inconveniente para los fines de fitorremediación. Alternativamente, se puede llenar el bebedero de agua por 2 a 3 meses, tiempo en el cual el fitoinhibidor pierde efecto, lo que se puede fácilmente evidenciar por el crecimiento de algas en el tanque. Se pueden utilizar otros plásticos en lugar del agrofílm, pero estos rápidamente se desintegran por la fuerte radiación solar del altiplano, generando un nuevo problema de contaminación.

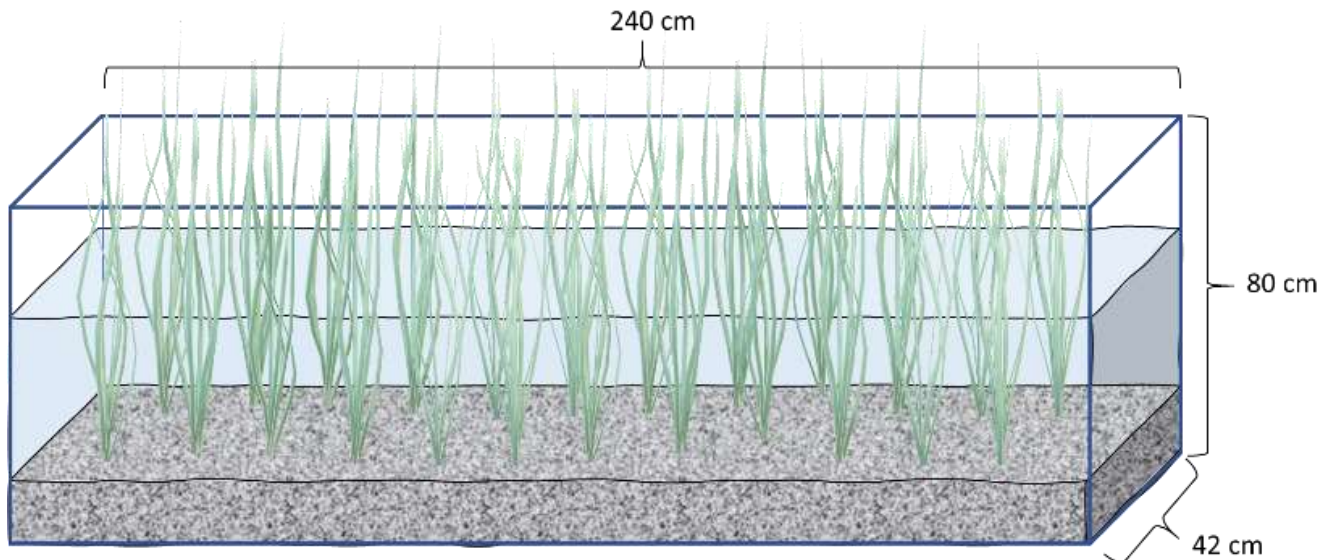


Fig. 3: Diseño general del tanque para el humedal artificial.

Independientemente de si se usan o no bebederos, ya que los tanques podrían ser fabricados con distintos materiales, creemos que los datos generados en el piloto son válidos para tanques de aproximadamente con las mismas dimensiones con las que trabajamos (Fig. 3). Por supuesto, hay la posibilidad de escalar el sistema para incrementar su capacidad de procesamiento de agua. Sin embargo, en caso de modificar las proporciones es posible que ajustes sean necesarios. Alternativamente se puede simplemente incrementar el número de tanques instalados, de forma que se multipliquen los sistemas de tratamiento y no sus proporciones.

Antes de agregar las Totoras a los tanques es necesario proporcionar un sustrato base de donde las raíces de la Totorá se puedan sujetar y desarrollar. Para ello se hizo una mezcla de arena fina y cascajo lavados cubriendo la base del tanque hasta alcanzar entre 3 y 5 cm. También, antes de añadir la Totorá es necesario que este sustrato sea cubierto por agua.

El ingreso y salida de agua de cada uno de los tanques debe ser superficial y colocarse a extremos opuestos de forma que el filtrado y absorción de sustancia se en la extensión del tanque antes de pasar al siguiente. Dado que los bebederos tienen de fábrica una entrada superior y otra inferior se utilizaron tubos de PVC para que tanto la entrada como la salida estén a la altura de la superficie del agua con la que las Totoras deben ser cubiertas. Alternativamente, es muy fácil perforar los tanques con un taladro por lo que se puede también clausurar la salida inferior y crear una nueva salida cerca de la superficie. El nivel de agua, dadas las características del bebedero, rara vez supero los 30 cm.

Sistema completo

El sistema inicia con el tanque circular que capta el agua a ser tratada (Fig. 4). No se debe esperar vaciar el tanque completamente porque de esa forma dejaría de cumplir su función de retención de partículas, por lo que es necesario instalar una salida intermedia a 45 cm de la base del tanque. De esta forma, la diferencia de tamaño entre el tanque circular y el tanque rectangular permitirá el flujo de agua sin necesidad de bombas o desniveles. En el caso de los tanques rectangulares si se debe considerar algo de desnivel, aunque no requiere ser mucho ya que el flujo de agua debe ser lento. Por motivos experimentales el sistema se dividió en tres grupos de tres, pero esto no es una necesidad. Lo importante es que los tanques estén conectados en cadena consecutiva.

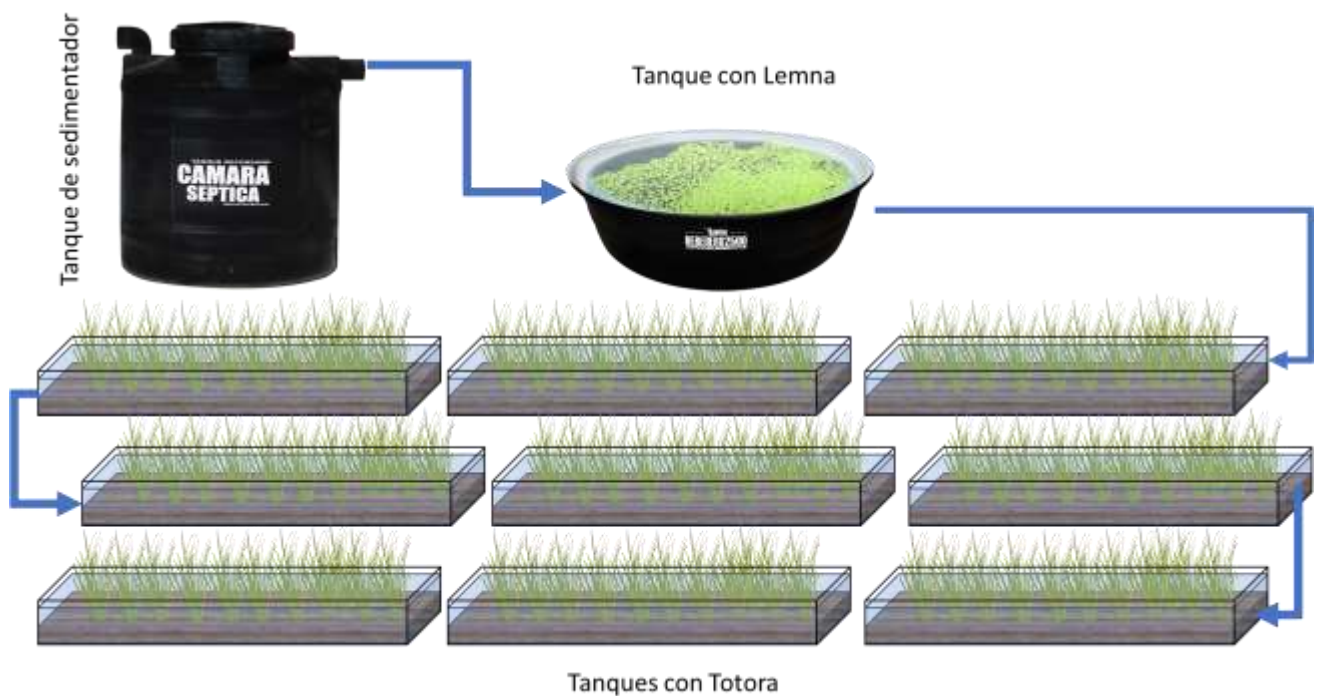


Fig. 4: Diseño general del sistema piloto para tratamiento de aguas.

Proceso de aclimatación de Totorá

Nuestro humedal tenía como eje a la Totorá (*Schoenoplectus californicus ssp. totora*), que es una macrófita emergente abundante en la mayor parte del sistema TDPS. Esta macrófita está bien adaptada a las elevadas alturas, la radiación y otras características del sistema. Sin embargo, su multiplicación por semilla es poco eficiente. En el estudio piloto recurrimos a cultivo *in-vitro* para obtener poblaciones más homogéneas y completamente limpias de los contaminantes que podrían estar presentes en Totorá recuperada de cuerpos de agua naturales. Esta técnica es un poco costosa, pero permite generar enormes cantidades de plantines de forma relativamente rápida y en poco espacio físico. Otras técnicas de propagación podrían ser útiles también, pero no fueron evaluadas en este piloto.



Si bien la Totorá no remueve por sí sola muchos contaminantes como el mercurio o el arsénico, es responsable de la mayor parte de la remoción del fósforo nitrógeno o fosfato. Esta remoción la realiza por incorporación a su metabolismo y por tanto mientras más joven sea introducida al sistema mayores potencial de remoción de estos contaminantes tendrá. Sin embargo, se requiere de un proceso de adaptación

prolongado al pasar de cultivo *in vitro* a vivero y de vivero a intemperie. Cada uno de los pasos requiere algunas semanas y expone a los plantines a nuevos desafíos que pueden prolongar el proceso de aclimatación, como el ataque por pulgones y otras plagas que debe ser monitoreado de forma cercana.

Las Totoras de cultivo *in-vitro* pasan de ser alimentadas mediante nutrientes sintéticos a tener que producir su propio alimento mediante fotosíntesis. Este cambio es considerable y provoca estrés en los plantines, que muchas veces parecen marchitarse, pero luego recuperan a medida que se acostumbran a un medio de grava y arena dentro del vivero. Una vez esta etapa ha sido superada son transferidas al exterior donde la propia actividad de la Totora empieza a generar un microcosmos particularmente importante en la rizosfera, pero también en la parte sumergida de la Totora. Una vez que los plantines alcanzan unos 15 a 30 cm de alto pueden ser transferidos al sistema final. En todo caso, los plantines se verán beneficiados por la exposición a grandes cantidades de nutrientes. Aún así, las Totoras pueden parecer marchitarse, particularmente si son transferidas durante el invierno, pero en nuestra experiencia, nuevos brotes no tardan en aparecer.



Seguimiento del crecimiento de la Totora

Durante la experiencia piloto fue muy importante seguir con sumo detalle el crecimiento y desarrollo de las Totoras para poder estimar la remoción de nutrientes. Sin embargo, esto no es imprescindible para replicar el sistema o monitorear su funcionamiento. Aun así, aquí incluimos información valiosa que puede ser de utilidad para el manejo y seguimiento del sistema o para procesos de escalado del mismo.

Dado que la Totora tiene una importante porción de biomasa sumergida y subterránea un seguimiento preciso a su biomasa solo sería posible con métodos destructivos que implicarían la remoción de la planta completa. Esto es totalmente inconveniente y no recomendable para los humedales aquí propuestos. La alternativa más práctica es la utilización de fórmulas alométricas para estimar la biomasa total (Tabla 1). Hay diferentes alternativas generadas para esto y aquí hay una tabla que resume dichas fórmulas alométricas.

Tabla 1. Ecuaciones para determinar la biomasa sobre el sedimento (A) subterránea (B) a partir de medidas de altura de tallo (H) y su diámetro.

Ecuación	R ²	P	Error estandar (s ²)
$A(g) = 10^{-6.685} * D(mm)^{0.937} * H(mm)^{1.736}$	0.793	<0.001	0.283
$B(g) = D(mm)^{1.685} / 10^{-(1.018)}$	0.494	<0.001	0.356

En todo caso, es posible que para el monitoreo más básico sea suficiente seguir la biomasa sobre el sedimento, que es la que más nutrientes concentra con la cual se puede manejar el sistema. En la experiencia piloto las concentraciones de fósforo, nitrógeno y

calcio fueron siempre significativamente más altas en la biomasa sobre el sedimento (Tabla 2).

Tabla 2. Concentraciones de fósforo, nitrógeno y calcio medidas en una muestra de Totoras sacrificadas.

Nutrientes	Contenido		t	p
	Sobre el sedimento	Subterránea		
N (%)	1.087 ± 0.464%	0.487 ± 0.326%	-3.841	0.014
P (mg/kg)	1068.846 ± 357.681	754.389 ± 269.954	-2.797	0.044
Ca (mg/kg)	15182 ± 4874.853	3472.111 ± 2050.924	-6.390	0.0004

Adición de aguas contaminadas

La adición de las aguas contaminadas debería seguir a la aclimatación de las Totoras y estabilización del sistema. Dicho sistema fue diseñado para reducir la contaminación de pulsos de aguas en lugar de flujos continuos de agua. Esto se debe a que la remoción de los contaminantes se realiza por actividad biológica, la cual requiere tiempo para actuar sobre las aguas. El sistema se evaluó con pulsos semanales y bisemanales o hasta dos ingresos de aguas a ser tratadas al sistema. La velocidad de ingreso al sistema es de aproximadamente un litro por minuto hasta aproximadamente completar mil litros por pulso, por lo que la irrigación del sistema toma casi 17h. Esto resulta conveniente porque se puede iniciar la conexión, por ejemplo, a las 3 pm y cerrarla a las 8 am del día siguiente. Consiguientemente se podrían producir entre 1000 y 2000 litros de agua a la semana, menos la evaporación y fugas que puedan existir. Según la Organización Mundial de la Salud (World Health Organization, 2017), se requiere un mínimo de 50 litros por persona por día o 350 litros por persona a la semana. Esto implicaría que el sistema serviría para satisfacer las necesidades básicas de hasta 5 personas, por lo que constituye un sistema de descontaminación de nutrientes apto para una familia promedio. Si consideramos que al menos 100 litros diarios o 700 litros semanales son ideales para satisfacer las necesidades de una persona, el sistema solo cubre las necesidades de dos personas y uno o dos niños. Por tanto, un trabajo de escalado es necesario para satisfacer las necesidades de pequeñas comunidades.

Es importante considerar que nuestro sistema trabajo con 10 tanques, pero solo 7 son necesarios para alcanzar los niveles máximos de remoción de nutrientes alcanzados en la experiencia piloto. Más aún para entrar dentro de normativa no se necesita más de 5 tanques, por lo que al cambiar simplemente la distribución podría duplicarse fácilmente el rendimiento del sistema (Fig. 5).

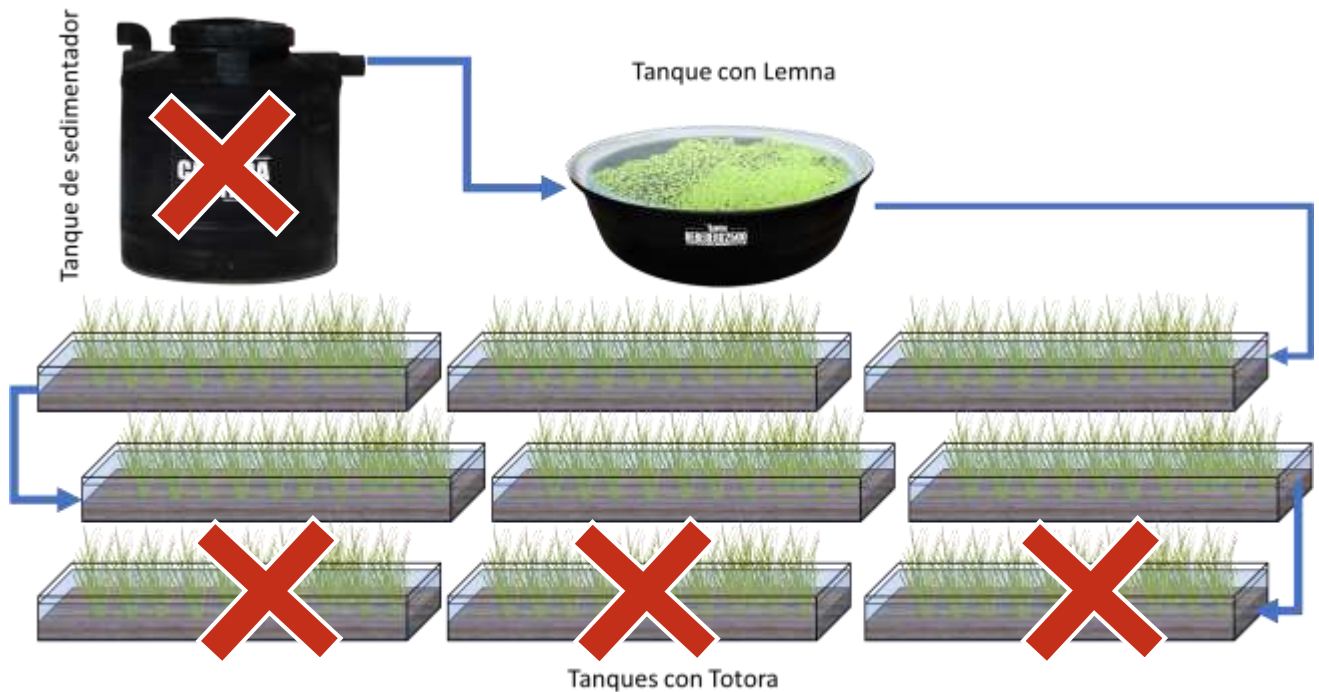


Fig. 5: El diseño original de la experiencia piloto puede ser reducido, eliminando los tanques marcados con una cruz, sin perjuicio significativo para los resultados obtenidos, pero esto debe manejarse en fusión de los resultados del seguimiento in situ.

Lo ideal sería que el sistema trabaje de forma continua de forma que cubra las necesidades básicas de entre 10 y 40 personas. Para poder hacer que el sistema descontamine aguas de forma continua se recomiendan dos diferentes alternativas. Como primera alternativa estaría mantener el flujo constante, pero triplicar el volumen efectivo de cada uno de los tanques y creemos que esto mantendría el rendimiento del sistema más o menos igual al observado en el piloto. La segunda alternativa sería instalar el sistema al menos por triplicado de forma que se pueda alternar diariamente cada uno de los sistemas.

Resultados de prueba piloto

Remoción de fósforo

Aunque la arena y grava en el sistema sean bien lavadas algo de fósforo puede desprenderse en solución, como evidenciamos en un seguimiento preliminar al sistema (Fig. 6). Esto hace que las concentraciones de fosfatos en el agua sean muy variables, en particular durante el primer mes. Luego los niveles decaen considerablemente y el sistema está listo, esto toma alrededor de tres a cuatro meses, tiempo que además es útil para que las Totoras se adapten a su nuevo ambiente.

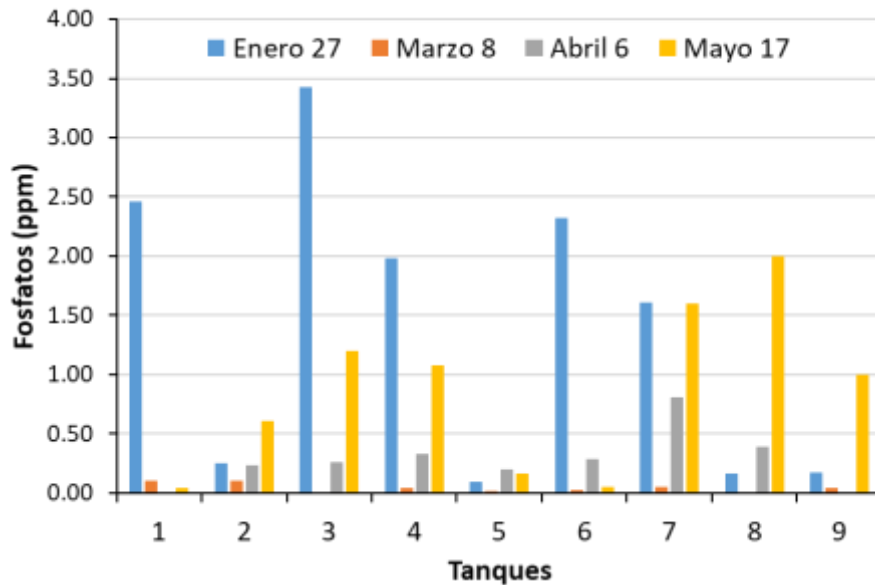


Fig. 6: Concentración de fosfatos medidas antes de la adición de nutrientes, periodo de adaptación.

El sistema es capaz de remover el 100% de las concentraciones añadidas en el sistema de forma semanal. De forma semanal se añadía un total 8.4 g de fosfato, que es equivalente a 8.4 mg·L⁻¹, considerando los 1000 L añadidos de agua junto con el fosfato. Por supuesto, al principio hubo un efecto de dilución ya que el sistema tiene un volumen efectivo de agua de aproximadamente 5407 L. Para considerar la dilución inicial no se consideraron las medidas del primer mes de adición. En la experiencia piloto la adición de nutrientes se la realizó durante 6 meses o 26 semanas, con lo que se añadió un total de 220 mg·L⁻¹ de fósforo. Aun así, al final del experimento las concentraciones de fósforo en la columna de agua estaban por debajo del nivel de detección de 0.01 mg/L en los últimos tanques a los 3 y 5 días posteriores a la adición del fosfato (Fig. 7).

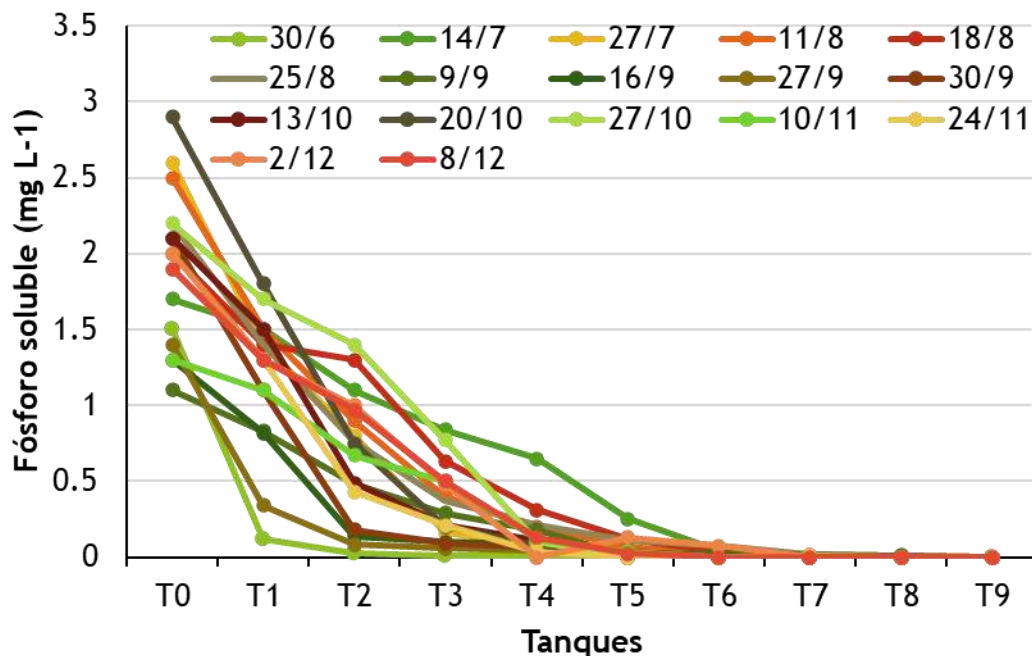


Fig. 7: Muestra representativa de concentraciones de fósforo soluble en todos los tanques a lo largo de 6 meses

Remoción de nitrógeno

Al igual que en caso del fósforo, se espera encontrar concentraciones medibles de nitratos y nitritos antes de agregar el agua a ser tratada. La Totora puede aportar materia orgánica como para promover la fijación de nitrógeno atmosférico (Fig. 8).

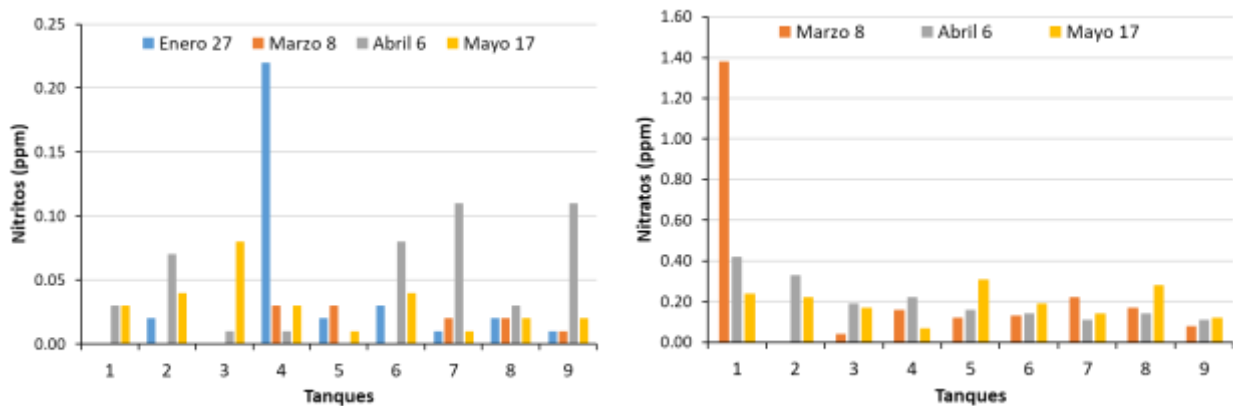


Fig. 8. concentraciones iniciales de nitritos y nitratos, antes de la adición de nutrientes.

El consumo del nitrato fue, al igual que en el caso del fósforo, casi instantáneo. Los más de nueve gramos nunca llegaron a ser detectables como nitratos disueltos en los seis meses de inoculación. La concentración más alta detectada fue de tan solo $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Fig. 9), lo que implica que las algas del primer tanque son también muy eficientes en absorber el nitrato libre y la mayor parte del nitrato debería estar asociada a estos organismos. No obstante, a diferencia del fósforo, el nitrato puede no quedarse atrapado dentro del sistema y evadirlo en forma de nitrógeno gaseoso a la atmósfera. Esto se debe a la actividad de las bacterias desnitrificantes (Ji et al., 2015). En una evaluación de la abundancia y diversidad de los principales géneros desnitrificantes (Ji et al., 2015) encontró una disminución significativa de estos grupos a partir del cuarto tanque con Totora (Fig. 10).

La remoción de nitratos no llega en ningún momento a verificarse como el 100% en las medidas de los tanques (Fig. 9). Sin embargo, se debe tomar en consideración que la atmósfera ofrece una fuente casi inagotable de nitrógeno que puede ser fijado por bacterias dentro de los humedales artificiales. Adicionalmente, la colonización de los sistemas por invertebrados y anfibios son fuentes adicionales de amonio. Por tanto, no se puede esperar alcanzar niveles por debajo de los límites de detección como en el caso del fosfato. Sin embargo, estimamos que al igual que en el caso del fosfato la remoción de nitratos y amonio añadido llegan muy cerca al 100% de lo añadido.

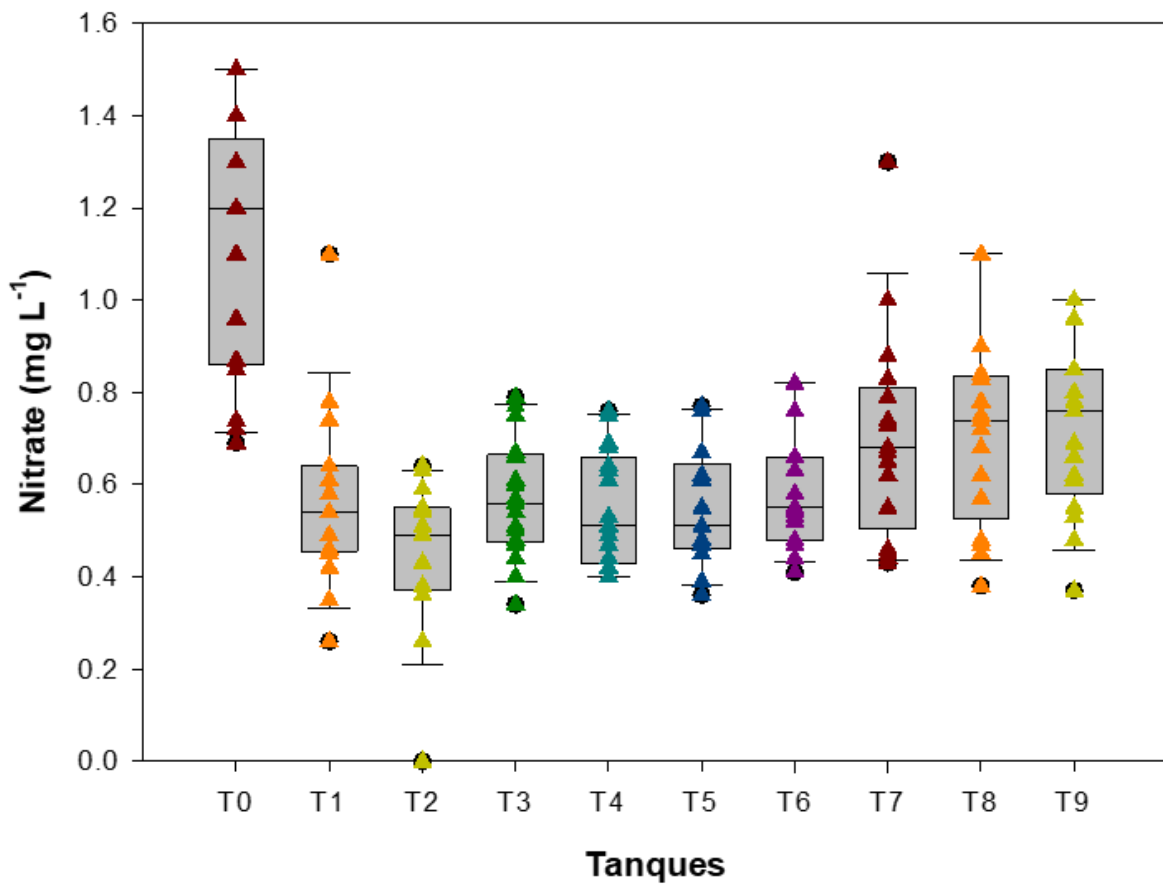


Fig. 9. Concentración de nitratos solubles medidos en agua filtra de los tanques del sistema 3 a 5 días posteriormente a la adición de nutrientes

El amonio nunca alcanzo niveles muy elevados en los sistemas, aparentemente por una descomposición casi instantánea al entrar al sistema. El valor máximo registrado se lo obtuvo en el tanque T0 o de Lemna con tan solo $6.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, que es solo el 23% de lo añadido en una sola adición semanal. La concentración en los últimos tres tanques fue en promedio de alrededor de $0.38\pm 0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ o 1.4% del amonio añadido en una sola semana.

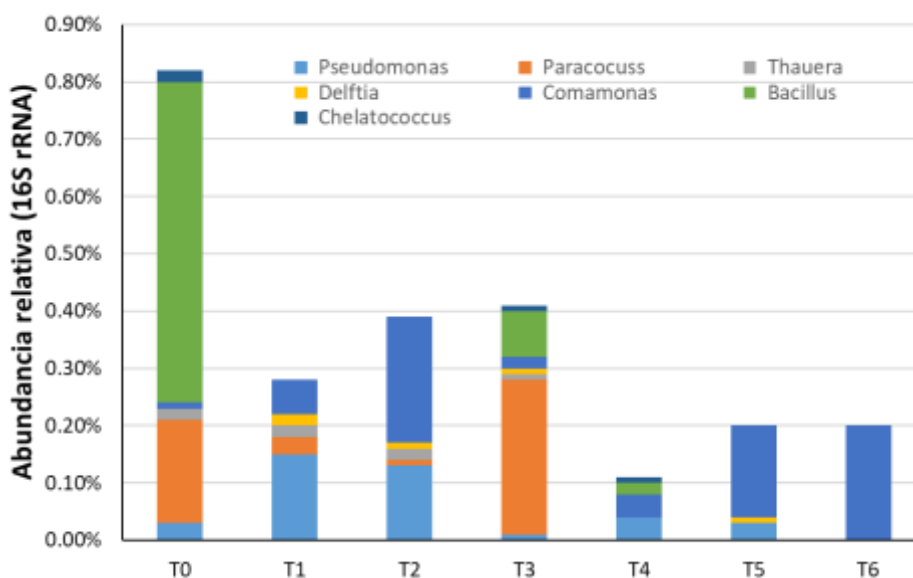


Fig. 10. Abundancia relativa de principales géneros desnitrificantes, obtenida en base a la secuenciación de genes del 16S rRNA

La descomposición del amonio pasa a engrosar las concentraciones de nitratos y nitritos, que fueron mucho más interesantes de seguir. Se añadieron 9.23 g de nitrato cada semana, sumando un total de 36.9 g al mes y 241.19 g en total. Con todo deberían haberse acumulado unos $44.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Esto no es mucho en principio, pero a ello hay que sumarle lo que se produciría a partir del amonio. En total se habría añadido el equivalente a 104.62 g de nitrato semanales y un total de 2735.15 g en total. Con lo que se esperaría alcanzar una concentración de $505.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Esto sería más o menos 10 veces los niveles recomendados por la organización mundial de la salud, que recomiendan no más de $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para agua potable (World Health Organization, 2021). Los niveles recomendables para proteger los ecosistemas seguramente varían mucho de un ecosistema a otro, pero una revisión de los estudios de toxicología disponibles estableció que una concentración de nitrato de $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ sería segura para la mayor parte de los organismos de ecosistemas de agua dulce (Camargo et al., 2005). El Lago Titicaca, por ejemplo, tiene concentraciones de nitrato en Bahía Cohana de entre 0.03 y $0.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Achá et al., 2018), por lo que es posible que los organismos del Lago Titicaca estén adaptados a concentraciones aún más bajas que las de los estudios de toxicología considerados por Carmargo y colaboradores. Los niveles que presenta el río Katari, punto de referencia de este estudio, varían entre 0.03 y $10.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de acuerdo con las mediciones realizadas. En suma, sometimos al sistema a mucho más nitrógeno adicional que recibiría normalmente a través de la entrada del río Katari.

En suma, la remoción de nitratos es significativa, pudiendo llegar al 100%, pero este extremo no es verificable debido a la actividad de nitrificadores dentro del sistema. Las concentraciones añadidas están por encima de la mayoría de los niveles observables en el Altiplano Boliviano y la remoción alcanza niveles por debajo de las normas de agua potable y seguras para su liberación en cuerpos de agua dulce.

Remoción de nitritos

Los nitritos como tales no fueron añadidos al sistema para evaluar su remoción ya que son el resultado intermedio de la oxidación de amonio a nitrato. Los nitritos son de particular interés porque son bastante más tóxicos que los nitratos y su concentración en agua para consumo humano no debe superar los 3 mg·L⁻¹, de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (World Health Organization, 2021). Mientras que otras regulaciones establecen en promedio un valor límite de 0.5 mg·L⁻¹ e incluso de hasta 0.003 mg·L⁻¹ (World Health Organization, 2021). Dada la forma en que se produce este compuesto tóxico, su producción es una preocupación en cualquier sistema de remoción de amonio o nitratos. Afortunadamente, nuestro sistema nunca generó más de 0.24 mg·L⁻¹ (Fig. 11) y generalmente no se detectaron concentraciones medibles más allá del tercer tanque con Totora y jamás más allá del quinto tanque con Totora.

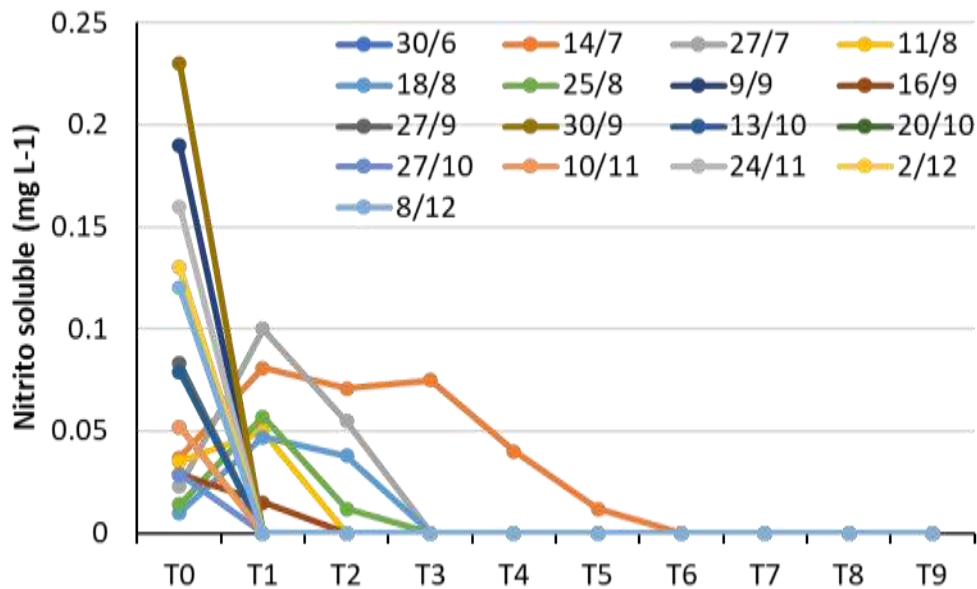


Fig. 11. Concentraciones de nitritos disueltos medidos en la columna de agua de los tanques del sistema

Remoción de otros contaminantes

La gama potencial de remoción de contaminantes mediante este sistema de fitorremediación es inmensa, pero aún pocos han sido evaluados. Por el momento, sabemos

que el sistema retiene mercurio total en concentraciones ambientalmente relevantes, no pudiendo ser luego detectado a partir del cuarto tanque con Totorá. También se sabe que el perifiton asociado a la Totorá tiene el potencial de concentrar y remover el arsénico, aunque esto no fue demostrado a escala piloto.

En cuanto a los contaminantes orgánicos comunes en aguas residuales existe un gran espacio para investigación, pero por el momento hemos evidenciado que el sistema puede remover potencialmente más del 70% del sulfametoxazol, aunque no remueve porcentajes relevantes de Trimetroprim.

Finalmente, el sistema también es capaz de limitar el desarrollo de cianobacterias que podrían ser un problema de generarse florecimientos de este grupo. Esto es muy importante, ya que las cianobacterias podrían producir toxinas para el ser humano o su ganado (Huisman et al., 2018).

Bioindicadores para seguimiento

La forma más precisa de seguir el funcionamiento del sistema es la medición rutinaria de las concentraciones de los contaminantes en cada uno de los tanques. Adicionalmente, debería monitorearse el crecimiento y desarrollo en general de la Totorá. Sin embargo, somos conscientes de que un seguimiento de este estilo es costoso y difícil de manejar para muchas sino todas las comunidades que podrían utilizar estos sistemas. Por ello, hemos realizado las investigaciones necesarias para poder ofrecer una mejor alternativa.

Los humedales artificiales siguen siendo pequeños ecosistemas que responden a la entrada de aguas contaminadas con nutrientes. Por tanto, la composición de las comunidades de microorganismos e invertebrados se ajustan a dichas condiciones. Como un esfuerzo adicional al seguimiento de los contaminantes se caracterizaron las comunidades microbianas, algales e invertebrados. Los resultados fueron realmente prometedores y permiten tener a la mano herramientas muy efectivas para un seguimiento adecuado de los sistemas a un costo mínimo y solo inicial.

Las algas como bioindicadores

Las algas presentaron una gran biodiversidad, aunque no tan grande como la observada en ambientes naturales como el Lago Titicaca o el Uru Uru, y esto permitió la identificación de algunos grupos que podrían servir como indicadores del buen funcionamiento del sistema. Primero que nada, estarían algunos géneros específicos que sirven para poder saber si el ambiente tiene condiciones eutróficas u oligotróficas. Se esperaría que los últimos tanques del sistema tengan condiciones oligotróficas y los primeros eutróficas. Algunos géneros que pudimos identificar para este propósito son: *Peridinium* con una significancia de ($p = 0.004$) y *Chroococcus* ($p = 0.003$) para ambientes oligotróficos; *Gonphonema* ($p = 0.027$), *Ankistrodesmus* ($p = 0.003$), *Monoraphidium* ($p <$

0.001), *Oedogonium* ($p = 0.044$), *Quadrigula* ($p = 0.009$), *Euglena* ($p = 0.009$) y posiblemente *Phacus* para ambientes eutróficos.

Estos géneros de algas son fácilmente identificables, pero se requiere entrenamiento de al menos un par de meses para entrenarse en el uso del microscopio y la identificación de distintos grupos, con lo que se requiere también algo de formación académica. Adicionalmente, se requeriría el microscopio para la identificación y aunque todo esto resultaría mucho más económico que realizar medidas rutinarias de nutrientes disueltos, su implementación podría ser algo morosa y costosa para la mayoría de las comunidades de la región. Finalmente, dependiendo la locación del altiplano donde se pretende implementar el sistema podrían haber algunas variaciones importantes en los grupos y composición de las comunidades por lo que se requerirían algunas verificaciones previas a la implementación de este sistema de monitoreo.

Los invertebrados como bioindicadores

A diferencia de las algas los invertebrados son visibles con un estereomicroscopio o una buena lupa y los principales grupos podrían aprenderse a identificar en cuestión de semanas. Esta capacitación podría darse a las comunidades locales. Por supuesto, la diversidad de invertebrados es variable en todo el TDPS y es muy probable que se requieran ajustes en función del tipo de contaminante y la comunidad misma de invertebrados para tener un sistema de seguimiento preciso y efectivo localmente. Afortunadamente, este tipo de estudio resultaría poco costoso y relativamente corto (Molina et al., 2022). Como punto de partida se podría tomar los resultados obtenidos por el piloto. En el mismo se pudo identificar a los Oligoquetos (lombrices de agua dulce) como altamente relacionados con las concentraciones de nutrientes (Fig. 12). De hecho, casi no se pudieron detectar Oligoquetos en muestras de los últimos tanques del sistema donde



no llegaban los nutrientes, mientras que eran muy abundantes en los primeros tanques. Esto no es sorprendente ya que los Oligoquetos son verdaderos detritívoros y consumen restos vegetales y animales. También son importantes consumidores de algas (Bott, 1996), que son particularmente abundantes en los tanques ricos en nutrientes.

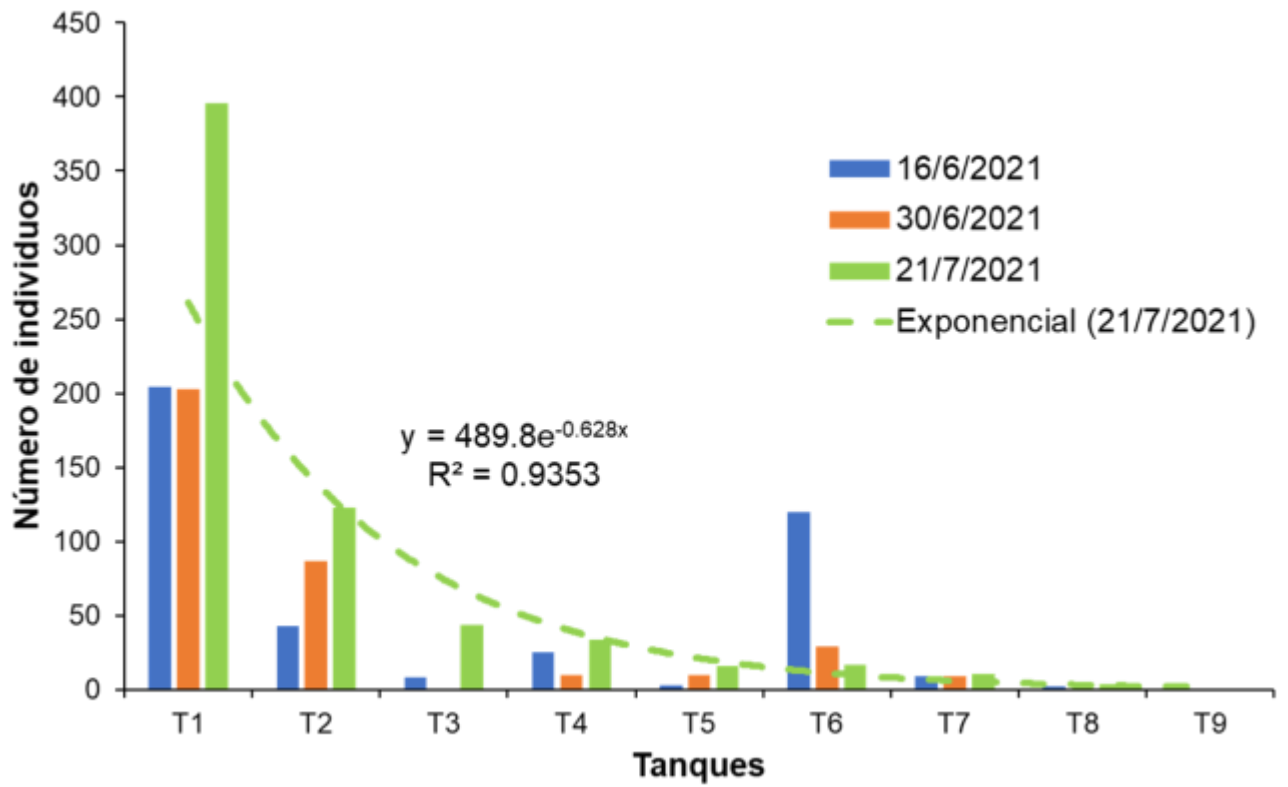


Fig. 12. Abundancia de *Oligochaeta sp.* (lombrices de agua dulce) en diferentes fechas y en diferentes tanques del sistema.

Diseño del sistema flotante

Estructura del sistema

Generalidades

El sistema de Totorá flotante parte de principios semejantes a los detallados para el humedal artificial. La principal diferencia es que la planta crece con gran parte de su raíz expuesta a la columna de agua, a diferencia de lo que ocurre en los humedales artificiales, donde la mayor parte de la raíz se encuentra sumergida dentro del sustrato artificial de arena y grava. Hasta donde sabemos, no ha habido otra experiencia semejante, por lo que la implementación de estos sistemas debe hacerse al principio con un cuidadoso monitoreo. Al igual que con los humedales la experiencia piloto para este sistema se la realizó con Totorá obtenida mediante cultivo in-vitro. Aunque existen otras alternativas para obtener los plantines de Totorá, en estos sistemas resulta particularmente práctico el cultivo in-vitro porque los plantines deben ser cultivados en poco sustrato para ser transplantado al sistema flotante. En principio recomendamos unos 20 -30 plantines que con sustrato de grava y arena debería pesar alrededor de 10 Kg.



Aunque existen otras alternativas para obtener los plantines de Totorá, en estos sistemas resulta particularmente práctico el cultivo in-vitro porque los plantines deben ser cultivados en poco sustrato para ser transplantado al sistema flotante. En principio recomendamos unos 20 -30 plantines que con sustrato de grava y arena debería pesar alrededor de 10 Kg.

Una diferencia importante entre este sistema flotante y el sistema de humedales artificiales convencional es su aplicación. Por supuesto, es posible aplicar ambos humedales para tratar ríos o afluentes de agua contaminada con nutrientes y otros contaminantes domésticos. Sin embargo, la aplicación para la que fue evaluado el sistema es para tratar fuentes de contaminación dispersa en cuerpos de agua y para reemplazar los Totorales de la costa que hayan sido degradados por la alteración de la costa u otras actividades antrópicas. Su aplicación principal, por tanto, es en el Lago Titicaca y algunas lagunas de los alrededores. También podría aplicarse en cuerpos de agua artificiales.

El sistema no está pensado para tratar ambientes con grandes concentraciones de contaminantes industriales con químicos agresivos, sino que está más orientado a tratar fuentes de contaminación dispersa que difícilmente pueden ser acopladas a una red que deribe en alguna PTAR.

Diseño general

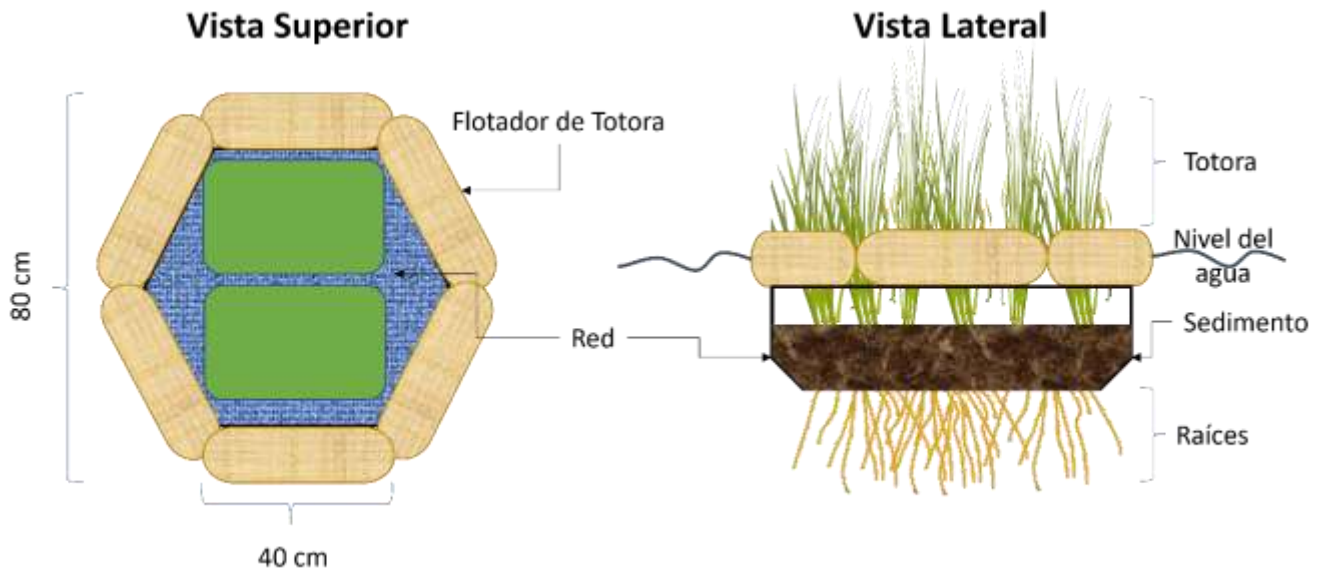
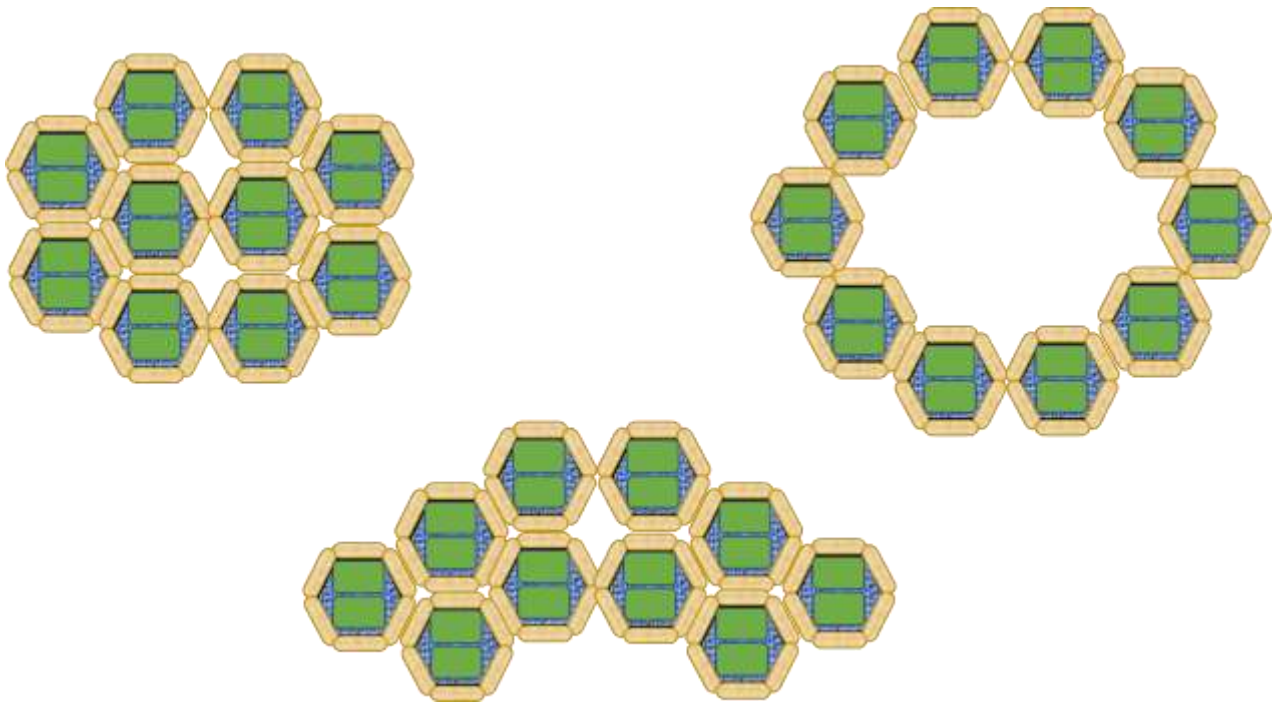


Fig. 13: Esquema general del diseño de las unidades flotantes

El diseño general del sistema es en pequeñas celdas (Fig. 13) interconectadas entre sí por cuerdas o cable metálico recubierto de plástico. Esta estructura modular tiene varias ventajas. La primera es que el mantenimiento o reemplazo se facilita ya que cada celda es fácilmente manejable con un peso menor a 15 Kg. Este diseño permite que el sistema sea fácilmente escalable a las necesidades particulares de la locación. También permite ajustar la forma con mínimo esfuerzo (Fig 14) y para ajustarse a las necesidades específicas. Otra ventaja es que el sistema puede ser dispuesto de forma que no bloquee del todo el sol, limitando posibles impactos negativos sobre macrófitas sumergidas.

Cundo el sistema es instalado en piscinas o pequeñas lagunas naturales o artificiales se lo puede dejar a la deriba, siempre considerando que las raíces de las Totoras podrían dañarse al restregarse contra el fondo o levantar sedimentos, reduciendo la efectividad del sistema pero posiblemente también generando alteraciones indeseadas al ecosistema.

Fig. 14. Diseño modular del sistema en tres ejemplo de disposiciones.



Los sistemas no pueden dejarse a la deriva en lagos o lagunas porque podrían dañarse e undirse contaminando los sedimentos del ecosistema. Adicionalmente, pueden resultar un peligro para la navegación que podría incluso sufrir vuelcos al toparse con un grupo de estos sistemas a la deriva. Hay varias medias a considerar. La primera es anclar apropiadamente el sistema. Las corrientes, vientos y sustrato son factores variables en un mismo lago y deberían ser considerados al momento de definir número, peso y tipos de anclas. Sin embargo, de modo general es importante considerar que la cuerda no debe ser conectada directamente al ancla (Fig. 15). La cuerda, que debería tener tres veces la profundidad del Lago debería conectarse primero a una cadena metálica de uno a dos metros (dependiendo del peso de la misma) y recién la cadena debería estar sujeta al ancla. El ancla puede ser fabricada localmente con el diseño apropiado para los sedimentos o se puede recurrir al conocimiento local que también puede dar buenos resultados. No en vano hay una experiencia milenaria en fabricación de botes y navegación en el Lago Titicaca.

Finalmente los sistemas deben contar con algún sistema que permita su visibilización oportuna de día y de noche. Para ello se pueden instalar banderas o idealmente un señalizador de colores vivos con faro solar incorporado.

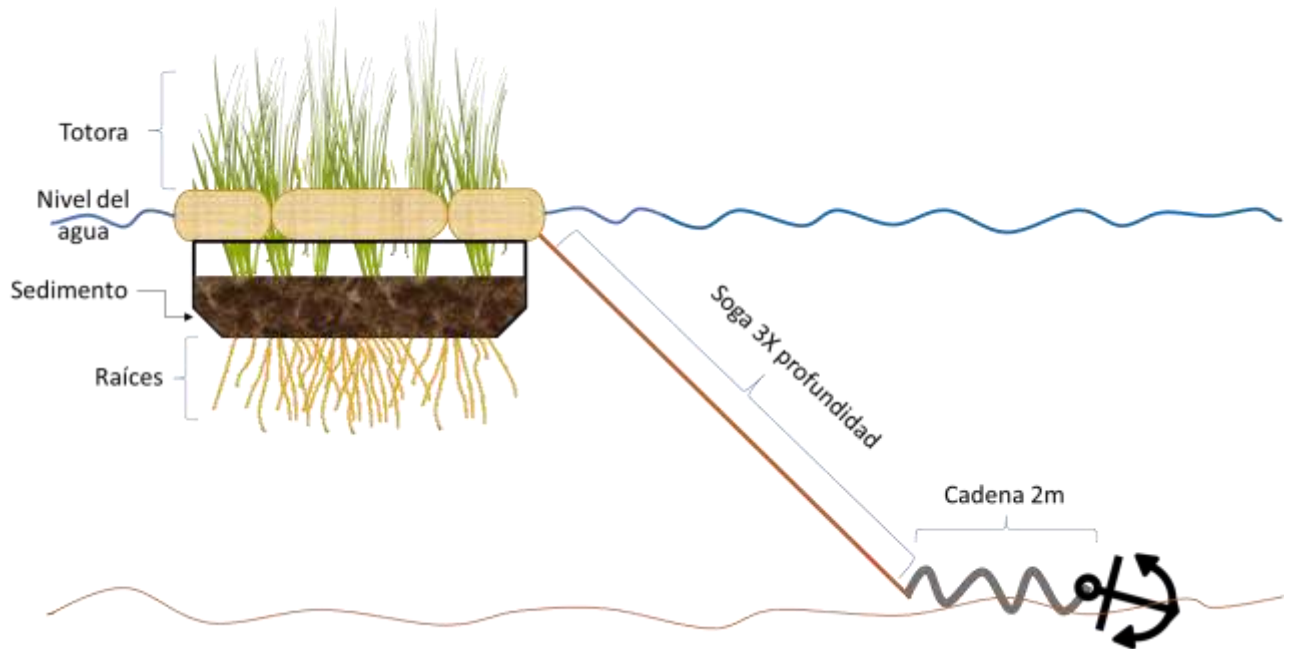


Fig. 15. Esquema de recomendaciones para el anclaje del sistema. Debe notarse que estas son recomendaciones generales y el tipo número y tipo de anclas variará de acuerdo a la locación, las corrientes y el viento.

Detalles del diseño

Los sistemas pueden ser construidos alrededor de un anillo de cañería flexible o algún otro material liviano, flexible pero con la rigidez necesaria para que no se deforme fácilmente con el oleaje, viento o variaciones de peso. A este anillo que actúa de esqueleto estructural del sistema, permitiendo una distribución del peso. Al anillo se le sujeta malla milimétrica sujeta con alambre de amarre galvanizado. Al anillo también se le sujeción los flotadores (Fig 15). En nuestros experimentos iniciales reciclamos botellas plásticas tapadas y sujeción a los anillos mediante alambre de amarre galvanizado. Sin embargo, después de 6 meses el alambre empezó a quebrarse y descubrimos que la cuerda plástica resulta mucho más efectiva y práctica.





visibles para evitar accidentes.

Para las pruebas en campo ya se recurrió a reemplazar los flotadores de botellas recicladas por flotadores hechos de Totora. Para su fabricación se recurrió a el conocimiento local que permitió el diseño final del sistema (Fig. X). Los flotadores de Totora respondieron muy bien al oleaje del Lago Menor del Titicaca y seguramente podrían ser ajustados para diferentes condiciones. Los flotadores no solo sirven para mantener la Totora semi sumergida, pero también actuan como una protección del oleaje. En este sentido es muy importante que los sistemas estén apropiadamente anclados y también

Resultados de la prueba piloto

Para evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes por Totoras en flotación se diseño un experimento en el que se prepararon cuatro tanques 2500 L de agua y se instaló en ellos 0 a 3 celdas de Totoras. Se añadieron los nutrientes de forma regular y se los midió en la columna de agua para ver su comportamiento. También se realizó el seguimiento del crecimiento de la Totoras.

Remoción de fósforo

Las concentraciones fosfato alcanzadas con las adiciones de nutrientes llegaron a provocar concentraciones fosfato disuelto cercanas a 3 mg L^{-1} en los cuatro tanques (Fig. 16). Estas concentraciones son mucho mayores a las observadas en Hutajata o incluso Bahía Cohana, por lo que habríamos exigido a las Totoras depurar mucho más fosfato del que observamos en condiciones reales. Los resultados arrojaron un consumo de entre el 80 y 95% comparado a lo observado con el control (tanque sin Totoras) (Fig. 16). Los porcentajes de reducción del fosfato son atribuibles a la Totoras y podría estar subestimado, ya que en tanque sin Totoras había un “bloom” permanente de algas que seguramente tenían un fuerte consumo de fosforo también.

No se observaron diferencias significativas en la remoción final de fosfato asociadas al número de celdas de Totoras (Fig. 16). Esto podría deberse a que el volumen de agua y el fosfato no era suficiente como para que las diferencias sean significativas. Sin embargo, si se puede ver que el tanque con solo una celda de Totoras es el último en empezar a remover el fosfato.

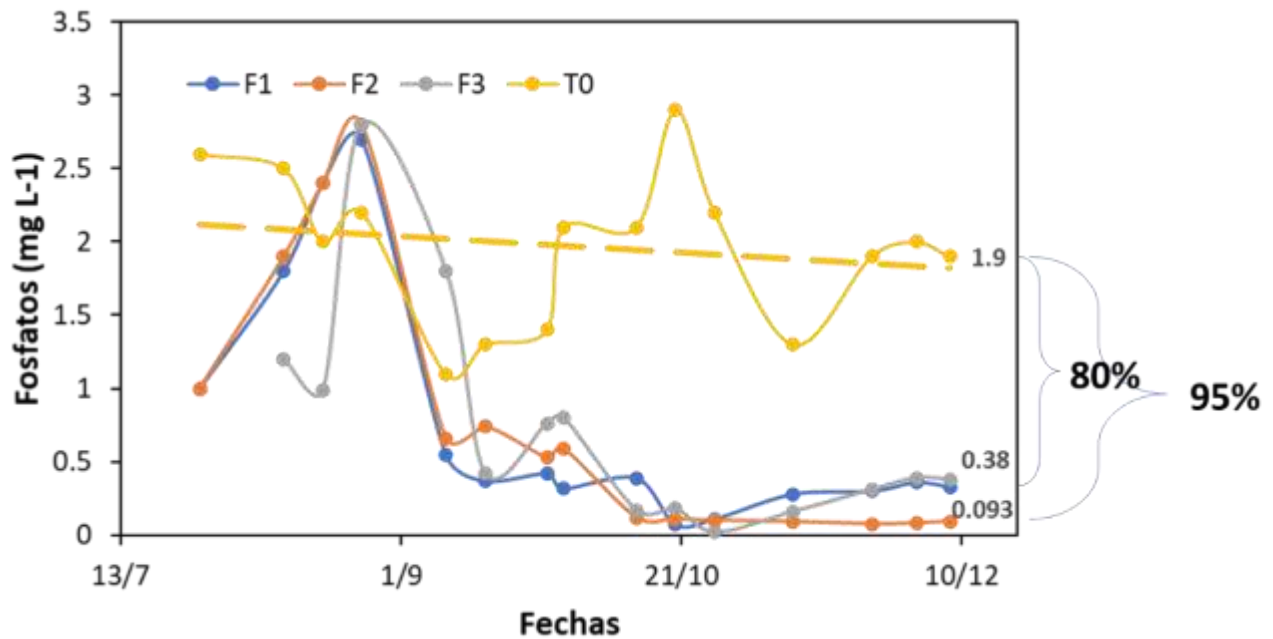


Fig. 16. Concentraciones de fosfato disuelto en los tanques sin Totora (T0), con una celda de Totora (F3), con dos celdas de Totora (F2) y con tres celdas de Totora (F1)

Remoción de nitratos

Los nitratos tuvieron un comportamiento muy parecido al observado por los fosfatos, con la diferencia que las concentraciones finales no fueron tan bajas (Fig. 17). Esto, al igual que en los sistemas de humedales artificiales convencionales, se debería a que el nitrato puede también ser generado por las bacterias nitrificantes. Esto se hace más evidente por el hecho de que el descenso inicial de nitratos llega en los tanques F1 y F2 hasta niveles indetectables, antes de recuperarse parcialmente. La explicación por lo que este fenómeno no se observa en el tanque F3 estaría en que al tener una sola celda de Totora la pendiente de consumo de nitrato no es tan aguda como en el caso de los tanques con dos (F2) y tres (F1) celdas de Totora. De hecho, el tanque con tres celdas de Totora mantiene niveles indetectables de nitratos por dos semanas, mientras que el con dos celdas lo hace solo por una semana. Por todo esto, el rendimiento de remoción de nitratos del agua de 68% podría estar subestimado y ser de cerca al 100%, al menos con dos o tres celdas.

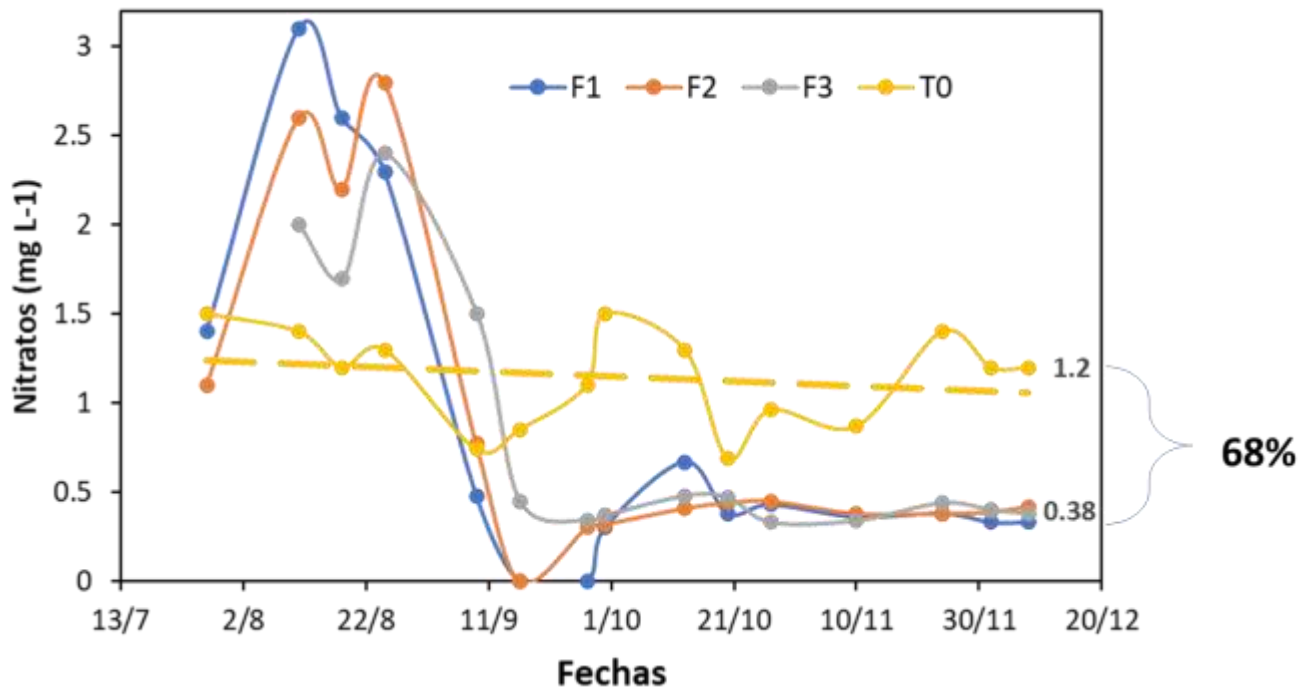


Fig. 17. Concentraciones de nitrato disueltos en los tanques sin Totoras (T0), con una celda de Totoras (F3), con dos celdas de Totoras (F2) y con tres celdas de Totoras (F1)

Es interesante observar que las concentraciones más altas no se observan en el control, sino en los tanques con Totoras. Esto se debería a que el nitrato fue añadido principalmente en forma de amonio y las Totoras no solo facilitaron la remoción de los nitratos, sino también la transformación del amonio en nitratos.

Remoción de nitritos

Los nitritos son un intermedio peligroso de la transformación del amonio al nitrato. Por lo tanto, es un producto indeseado de dicha transformación. Al principio del experimento se puede ver que los tanques con Totoras producen mayor cantidad de nitritos que el control sin Totoras (Fig. 18). Afortunadamente, esto no dura mucho tiempo y al parecer las Totoras promueven la proliferación de bacterias que aceleran el paso de nitrito a nitrato con que más del 92% del nitrito producido en el tanque sin Totoras desaparece en los tres tanques con Totoras.

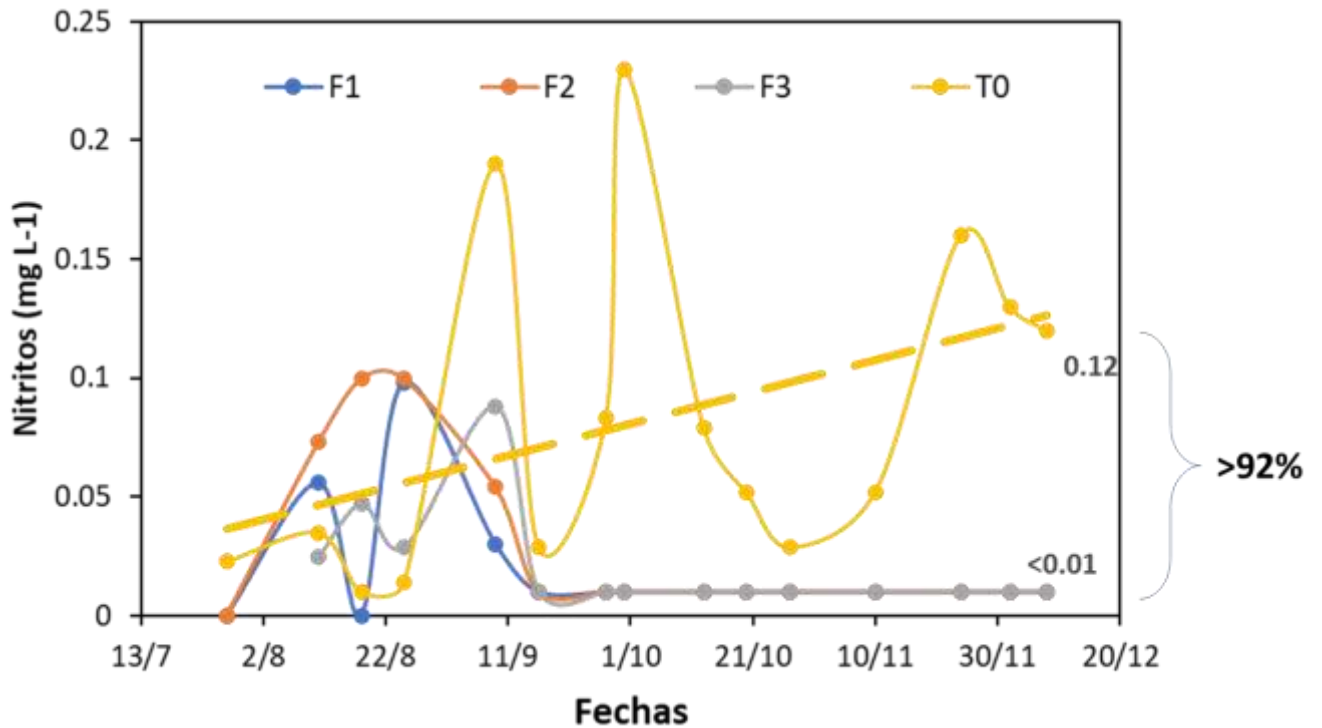


Fig. 18. Concentraciones de nitritos disueltos en los tanques sin Totora (T0), con una celda de Totora (F3), con dos celdas de Totora (F2) y con tres celdas de Totora (F1)

Efectos sobre la biodiversidad microbiana

La tremenda capacidad de las Totoras para remover contaminantes del sistema experimental se explica en gran manera por los cambios que provocan en la diversidad bacteriana en la columna de agua. Esto fue evidenciado por el análisis de dichas comunidades y reveló que una mayor diversidad se genera en las columnas de agua con mayor cantidad de celdas de Totora (Fig. 19). Dicha diversidad implica también una mayor diversidad de rutas metabólicas y por tanto un mayor potencial del ecosistema para poder lidiar con distintos contaminantes. Al mismo tiempo una mayor diversidad microbiana significa también una mayor cantidad de nichos ecológicos. De esta manera, los sistemas de Totoras flotantes no solo remueven nutrientes sino que promueven un ecosistema más saludable.



Fig. 19. Diversidad microbiana determinada a partir de la secuenciación masiva de genes del 16S rRNA en los tanques con una celda de Totora (F3), con dos celdas de Totora (F2) y con tres celdas de Totora (F1)

Monitoreo y manejo del sistema

El monitoreo y seguimiento del sistema, una vez implementado, no resulta tan sencillo como en el caso del humedal artificial clásico. Aquí no hay una entrada ni salida de agua, tampoco es un volumen limitado de agua. Por lo tanto, el monitoreo fisicoquímico podría no arrojar respuestas concluyentes, en particular si es que hay mucha circulación de agua por debajo del sistema flotante.

La mejor alternativa con medidas de precisión sería un sistema de registro de variables fisicoquímicas de alta frecuencia que permita la generación de gran cantidad de datos en alta frecuencia. Esto se puede obtener con la combinación de la sonda EXO2 y la boya DB600. De esta manera, el sistema podría advertir un descenso en nitrógeno gracias a la sonda Nitraled, una de las más avanzadas del mercado. También podría advertir cambios en el pH, potencial redox y oxígeno disuelto, que permitan determinar el funcionamiento apropiado del sistema. Sin embargo, estas alternativas son muy costosas, ya que una sonda EXO2 en Bolivia puede llegar a costar más de 350 mil Bolivianos y con la boya alrededor de medio millón de Bolivianos.



Una alternativa mucho más económica y práctica es el seguimiento del crecimiento de las Totoras, utilizando las medidas alométricas ya desarrolladas. De esta manera se puede estimar la cantidad de nutrientes siendo removidos del sistema. Si se desea mayor precisión en este caso si es posible medir la biomasa de las raíces sin destruir el sistema, por lo que también se pueden tomar estas medidas. De acuerdo con los resultados obtenidos la mayor parte del nitrógeno y el calcio se acumulan en la parte aérea de la Totorá, por lo que esta parte se constituye en la principal herramienta de manejo del sistema. Los tallos de la Totorá pueden ser cortados para que nuevos brotes los reemplacen. Dichos tallos pueden ser luego utilizados para distintos fines con valor económico.

Ventajas y desventajas

Los sistemas de fitorremediación son una interesante alternativa para el tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas. No es una tecnología nueva y se ha probado múltiples veces su eficiencia y funcionamiento en diferentes contextos. De hecho, hoy en día es parte de procesos de tratamiento de aguas de residuales alrededor del mundo. Sin embargo, esto no significa que sea la mejor estrategia para cualquier escenario ni la recomendable para resolver todos los problemas de contaminación asociados a aguas residuales.

La fitorremediación no está pensada para sustituir las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de las grandes ciudades como El Alto, Oruro, Viacha o Laja. Las extensiones necesarias para tratar semejantes cantidades de descarga harían que este sistema sea poco práctico y difícil de mantener. Más aún, el sistema está pensado para tratar fuentes de contaminación dispersa que no pueda ser atendida por una PTAR o como complemento al tratamiento primario y/o secundario de una PTAR. Una de las razones por las que este sistema no puede tratar aguas residuales de grandes ciudades o incluso de centros urbanos medianos es que los mismos, en nuestro medio, suelen contener mezclas complejas de contaminantes. Los sistemas de fitorremediación son susceptibles, por ser sistemas vivos, a sustancias particularmente tóxicas y en especial a sustancias fitotóxicas. Esto es un problema en zonas rurales, donde en teoría el sistema sería más apto, debido al incremento en el uso de herbicidas que ponen en riesgo a las Totoras y algas asociadas. Por tanto, es importante tomar en consideración estos aspectos antes de siquiera plantearse la instalación de un sistema de fitorremediación como el aquí propuesto.

El sistema propuesto es mucho más económico de implementar que cualquier PTAR. Dados los bioindicadores generados en este estudio y descritos en esta guía, el mantenimiento y seguimiento al sistema también es poco costoso. No se requieren medidas fisicoquímicas costosas de forma rutinaria ni de personal altamente especializado. Sin embargo, si se requieren procesos de capacitación para el seguimiento y algo de equipamiento básico. Además, en caso de haber serios problemas con su funcionamiento una evaluación especializada sería necesaria, aunque es poco probable que esto se requiera y si así ocurriese sería de forma muy ocasional.

En el Altiplano Boliviano existen muchos otros contaminantes en los cuerpos de agua no estudiados aún. Algunos de estos contaminantes son emergentes y han sido pobremente estudiados en todo el mundo. Por tanto, es importante recalcar que se requieren estudios específicos para investigar si el sistema puede aplicarse a otros tipos de contaminantes. Aún así, esperamos que esta modesta contribución ayude de buena manera a la

preservación y mejor aprovechamiento de los recursos hídricos Altoandinos y ecosistemas asociados.

Referencias

- Achá, D., et al., 2018. Algal Bloom Exacerbates Hydrogen Sulfide and Methylmercury Contamination in the Emblematic High-Altitude Lake Titicaca. *Geosciences*. 8, 438.
- Alanoca, L., et al., 2016. Diurnal variability and biogeochemical reactivity of mercury species in an extreme high-altitude lake ecosystem of the Bolivian Altiplano. *Environmental Science and Pollution Research*. 23, 6919-6933.
- Arreghini, S., et al., 2006. Phytoremediation of two types of sediment contaminated with Zn by *Schoenoplectus americanus*. *Int J Phytoremediation*. 8, 223-32.
- Banack, S. A., et al., 2004. Indigenous cultivation and conservation of Totorá (*Schoenoplectus Californicus*, cyperaceae) in Peru. *Economic Botany*. 58, 11.
- Bargues, M. D., et al., 2020. Genetic uniformity, geographical spread and anthropogenic habitat modifications of lymnaeid vectors found in a One Health initiative in the highest human fascioliasis hyperendemic of the Bolivian Altiplano. *Parasites & vectors*. 13, 171-171.
- Blanco, J. A., 2019. Suitability of Totorá (*Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják) for Its Use in Constructed Wetlands in Areas Polluted with Heavy Metals. *Sustainability*. 11, 19.
- Bott, T. L., 18 - Algae in Microscopic Food Webs. In: R. J. Stevenson, et al., (Eds.), *Algal Ecology*. Academic Press, San Diego, 1996, pp. 573-608.
- Camargo, J. A., et al., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*. 58, 1255-1267.
- Canedo, C., et al., 2016. Role of Hydrological Studies for the Development of the TDPS System. *Water*. 8, 144.
- Huisman, J., et al., 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*. 16, 471-483.
- Ji, B., et al., 2015. Aerobic denitrification: A review of important advances of the last 30 years. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*. 20, 643-651.
- Lanza, W. G., et al., 2017. Association of a Specific Algal Group with Methylmercury Accumulation in Periphyton of a Tropical High-Altitude Andean Lake. *Arch Environ Contam Toxicol*. 72, 1-10.
- Lund, J. W. G., 1974. Phosphorus and the eutrophication problem. *Nature*. 249, 797-797.
- Miglioranza, K. S., et al., 2004. Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják from a shallow lake in Argentina. *Water Res*. 38, 1765-72.
- Molina, C. I., et al., 2022. Selection of macroinvertebrate metrics for rapid assessment of the human impact by biotic conditions of Bolivian Altiplano streams. *Journal of South American Earth Sciences*. 113, 103638.
- Moore, K., et al., Integrated contextual approaches to understanding past activities using plant and animal remains from Kala Uyuni, Lake Titicaca, Bolivia. *Integrating Zooarchaeology and Paleoethnobotany*. Springer, 2010, pp. 173-203.
- Murray-Gulde, C. L., et al., 2005. Contributions of *Schoenoplectus californicus* in a constructed wetland system receiving copper contaminated wastewater. *Water, Air, and Soil Pollution*. 163, 355-378.
- Quiroga-Flores, R., et al., 2021. High methylmercury uptake by green algae in Lake Titicaca: Potential implications for remediation. *Ecotoxicol Environ Saf*. 207, 111256.
- Rejmánková, E., et al., 2018. Heterotrophic N₂-fixation contributes to nitrogen economy of a common wetland sedge, *Schoenoplectus californicus*. *PloS one*. 13, e0195570-e0195570.
- Sarret, G., et al., 2019. Extreme Arsenic Bioaccumulation Factor Variability in Lake Titicaca, Bolivia. *Scientific reports*. 9, 10626-10626.
- Schindler, D. W., et al., 1971. Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario, by Addition of Phosphate and Nitrate. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 28, 1763-1782.
- Sloey, T. M., et al., 2015. Hydrologic and edaphic constraints on *Schoenoplectus acutus*, *Schoenoplectus californicus*, and *Typha latifolia* in tidal marsh restoration. *Restoration Ecology*. 23, 430-438.
- Wetzel, R. G., 26 - INLAND WATERS: UNDERSTANDING IS ESSENTIAL FOR THE FUTURE. In: R. G. Wetzel, (Ed.), *Limnology (Third Edition)*. Academic Press, San Diego, 2001, pp. 825-841.
- Whitehead, W. T., 2007. Exploring the wild and domestic: Paleoethnobotany at Chiripa, a Formative site in Bolivia. University of California, Berkeley.
- World Health Organization, 2017. Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum.
- World Health Organization, 2021. A global overview of national regulations and standards for drinking-water quality.

- Zhang, Z., et al., 2008. Interactive effects of nitrogen and phosphorus loadings on nutrient removal from simulated wastewater using *Schoenoplectus validus* in wetland microcosms. *Chemosphere*. 72, 1823-8.
- Zolá, R. P., Bengtsson, L., 2006. Long-term and extreme water level variations of the shallow Lake Poopó, Bolivia. *Hydrological Sciences Journal*. 51, 98-114.