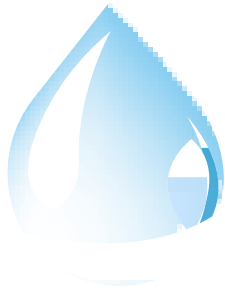




**Universidad Mayor
de San Andrés**

I I S 

**Instituto de Ingeniería
Sanitaria y Ambiental**



Ingeniería Sanitaria y Ambiental

REVISTA N° 4

Agosto 2017

La Paz - Bolivia

Edición Principal:

Oscar Paz - Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – UMSA

Colaboradores en este número:

Evelin Humerez

Carlos España

Carla Elías

Hernán Coriza

Eufemia Briançon

Oscar Paz

Dirección a.i. del IIS:

Edwin Astorga

Colaboración especial:

Personal técnico - administrativo del IIS

Referencias:

Al citar este documento debe señalar como: Revista de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, UMSA, No.4. Facultad de Ingeniería. No.4-2017; La Paz, 2017

Los artículos de la revista son plena responsabilidad de cada uno de sus autores.

Depósito legal: 4-3-58-15 P.O.

© 2017 IIS - UMSA

Contactos:

Av. Villazón 1995, telf. 591-2 2441519, Fax 591-2 2440121

La Paz, Bolivia

<http://iis.umsa.edu.bo>

Contenido

PRÓLOGO	5
PLAN ESTRATEGICO DE DESARROLLO INSTITUTO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL 2017 – 2020	7
ARTICULOS	15
MODELACIÓN DEL CRECIMIENTO DE PLANTAS ACUÁTICAS EN UN RÍO DE GLACIAR TROPICAL EN LOS ANDES	16
“SIMULACION DE LA CALIDAD BACTERIOLOGICA DEL RIO CHOQUEYAPU – LA PAZ, UTILIZANDO QUAL2K”	27
“REDUCCIÓN DEL FLUOR EN SOLUCIONES SINTETICAS EMPLEANDO HUESO CALCINADO Y GRANULADO POR SORCIÓN”	44
“ESTUDIO DE ECOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD EN EL ÁREA METROPOLITANA DE LA PAZ”	54

PRÓLOGO

El Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (IIS), en su cuarto número de la revista Ingeniería Sanitaria Ambiental, pone a consideración de la comunidad universitaria, de investigación y de la población en general, su Plan de Desarrollo Institucional (2017-20120), con la finalidad de establecer los ejes estratégicos a desarrollar, donde la docencia, la investigación y la prestación de servicios son sus ejes centrales.

Asimismo, el presente número de la revista plantea investigaciones que se concentran en el uso y desarrollo de modelos que permitan entender el comportamiento de ciertas especies en ríos glaciares y de las bacterias coliformes en ríos contaminados. De la misma manera se desarrolla el análisis de tecnologías apropiadas para la reducción de fluor en las aguas de consumo y una investigación de ecotoxicidad y genotoxicidad de los ríos de la La Paz.

Es rol del Instituto continuar en sus aportes a las soluciones de los problemas ambientales del país y en particular del Departamento de La Paz, de ahí el importante accionar que desarrollo al momento de producirse la crisis del agua en la ciudad de La Paz, donde el IIS aportó con orientaciones para encarar el problema y guías para que la población consuma agua potable. A partir de este hecho se han iniciado importantes investigaciones que en próximos números se pondrán a consideración.

El editor



**Plan Estratégico de Desarrollo
2017 - 2020**

PED 2017 - 2020

PLAN ESTRATEGICO DE DESARROLLO INSTITUTO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL 2017 – 2020

INTRODUCCIÓN

En el marco de los procesos de planificación académica y de investigación, el Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (IIS) estructura su plan de desarrollo, como referente para regular las tareas estratégicas y acciones del período 2017 – 2020. Este plan se sustenta en los lineamientos de carácter académico e investigativo que se propone desde el nivel internacional y nacional y desde las líneas que trazan la UMSA, la Facultad de Ingeniería y la Carrera de Ingeniería Civil.

CONTEXTO INTERNACIONAL

Los objetivos del desarrollo sostenible (ODS) son importantes hoy en día para el cumplimiento internacional de los compromisos de los países, en ese contexto el **Objetivo 4 Educación de Calidad** establece “Garantizar una educación inclusiva, equitativa y de calidad y promover oportunidades de aprendizaje durante toda la vida para todos”; asimismo el **Objetivo 6 Agua limpia y Saneamiento** señala “Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”; con el fin de garantizar el acceso al agua potable segura y asequible para todos el 2030 es necesario realizar inversiones adecuadas en infraestructura, proporcionar instalaciones sanitarias y fomentar práctica de higiene en todos los niveles. Si se quiere mitigar la escasez de agua, es fundamental proteger y recuperar los ecosistemas relacionados con el recurso agua. Finalmente el **Objetivo 9 Industria, Innovación e infraestructura**, establece que “se debe construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y fomentar la innovación”.

CONTEXTO NACIONAL

El Plan de Desarrollo Económico y Social (PDES) del Estado Plurinacional de Bolivia es el orientador de la implementación de las políticas nacionales, en su **Pilar 2 prioriza la universalización de los servicios básicos**, en su **pilar 3 fortalece la salud, la educación y el deporte** y en el **pilar 4 la soberanía científica y tecnológica**. Esto implica que la ampliación de la cobertura de los servicios de agua y saneamiento básico debe ser una realidad en un marco de accesibilidad, calidad y continuidad. La educación debe fortalecer la innovación y la investigación aplicada que responda a los sectores productivos. En tal sentido la Universidad debe adaptar sus esquemas institucionales, currículas y procesos a los nuevos desafíos científicos y tecnológicos.

La UMSA a través de su Plan Estratégico 2016-2018 plantea e impulsa, entre otras, **la excelencia académica, la investigación, innovación y desarrollo**. Precisamente el **eje estratégico 1** sobre excelencia académica **prioriza la formación del grado académico y el posgrado académico**

y el **eje estratégico 2** sobre investigación científica, tecnológica e innovación con pertinencia social **promueven el desarrollo científico** para la activación del desarrollo nacional y aporte a la construcción de políticas públicas.

Lo anterior muestra la pertinencia de las líneas de acción estratégicas de la UMSA con las políticas nacionales y con los retos de los objetivos del desarrollo sostenible.

En ese contexto la Carrera de Ingeniería Civil de la UMSA tiene como misión formar ingenieros civiles idóneos de reconocida calidad y excelencia para el crecimiento y desarrollo sustentable del país e impulsa una visión de ser líder en la formación de ingenieros civiles a nivel de pregrado y postgrado, fortalecer la investigación y responder oportuna, eficiente y eficazmente a los cambios acelerados de la ciencia y tecnología.

El Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Carrera de Ingeniería Civil de la Facultad de Ingeniería de la UMSA, se inscribe, como brazo operativo, en alcanzar los objetivos de excelencia académica, el desarrollo científico y tecnológico, planteados por la Carrera de Ingeniería Civil, en busca del cumplimiento de la misión y visión de la UMSA.

EL INSTITUTO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

El Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (IIS) es una entidad académica dependiente de la Carrera de Ingeniería Civil de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA), fundado el 11 de agosto de 1971 bajo un convenio entre el entonces Ministerio de Urbanismo y Vivienda y la UMSA. La resolución Universitaria UMSA 0244/72 de 20 de marzo de 1972, refrenda dicho convenio y crea el IIS.

Su creación establece tres alcances: a) ser el primer laboratorio de referencia para calidad de aguas; b) impulsar la mención de ingeniería sanitaria en la Carrera de Ingeniería Civil; y c) impulsar el post grado en el área.

El IIS es el precursor del primer Congreso Boliviano de Ingeniería Sanitaria y posteriormente el referente para la temática y normativa nacional en materia de calidad de aguas.

Ha participado en diferentes Congresos Internacionales de Ingeniería Sanitaria a través de la presentación de proyectos de investigación, muchos de los cuales han recibido reconocimiento internacional.

Implementó desde 1997, con el apoyo de la OMS/OPS, el primer curso de Maestría en Ingeniería Sanitaria y Ambiental de Bolivia, habiendo generado 5 versiones de la maestría y las primeras promociones de ingenieros especialistas y maestrantes en la temática.

En la actualidad el IIS es un centro de investigación científica en los campos del agua potable, agua residual y calidad de los recursos hídricos, y especializada en el procesamiento de ése tipo de datos. Apoya la formación especializada de universitarios de últimos cursos de la Carrera de Ingeniería Civil de la UMSA y de profesionales en cursos de post grado.

FODA

El análisis de Fortalezas, Oportunidades, Desafíos y Amenazas del IIS se sintetizan de la siguiente manera:

FORTALEZAS

- Recursos calificados para la Docencia e investigación.
- Reconocimiento nacional e internacional.
- Experiencia en desarrollo de cursos de pre y post grado.
- Capacidades en asesoramiento temático y desarrollo de investigación.
- Experiencia en prestación de servicios.
- Laboratorio reconocido nacionalmente
- Infraestructura básica
- Cuenta con Convenios interinstitucionales , de financiamiento externo, con el sector público y privado
- Produce una revista de investigación en ingeniería sanitaria y ambiental

OPORTUNIDADES

- Demanda creciente de proyectos de agua potable y saneamiento en el país.
- Incremento de las inversiones nacionales en el sector.
- Demanda de control y evaluación sanitaria de cuerpos de agua.
- Demanda de servicios de laboratorio especializado.
- Incremento de la demanda de cursos especializados y formación de recursos de tercer y cuarto nivel.
- Obligatoriedad de cumplimiento normativo de la Ley del Medio Ambiente y sus reglamentos.

DEBILIDADES

- Infraestructura limitada ante el crecimiento de la demanda de cursos de post grado y de servicios.
- Limitado apoyo presupuestario para la investigación.
- Personal Docente investigador limitado con grado académico de maestría Ausencia de personal con grado de Doctorado.
- Falta de equipos de última generación para el desarrollo de análisis.
- Priorizar servicios frente a la investigación para garantizar ingresos propios
- Capacidades administrativas limitadas para el apoyo a la investigación.
- Burocracia creciente que reduce la eficacia y eficiencia en la docencia y en la investigación.
- Limitada autonomía de gestión.

AMENAZAS

- Competencia desleal de otras universidades y de los propios institutos de la UMSA que duplican funciones en el área de acción del IIS.
- Reducción presupuestaria por limitaciones en las asignaciones desde el gobierno.
- Esquemas administrativos lentos que perjudican el rendimiento a nivel de la investigación y los servicios
- Políticas gubernamentales que se alejan del trabajo coordinado con la universidad especialmente en materia de investigación.
- Reducción de fondos destinados a la investigación IDH

MISIÓN DEL IIS

Planificar, ejecutar y evaluar programas y proyectos tanto de investigación y desarrollo científico como de interacción social en el área del conocimiento y de la solución de problemas identificados, relacionados con la Ingeniería Sanitaria y Ambiental, de acuerdo a la realidad de la región y el país. Asimismo, aportar al desarrollo nacional, con la formación de recursos humanos de tercer y cuarto nivel en el campo de la ingeniería sanitaria.

VISIÓN DEL IIS

Consolidarse en un centro de referencia a nivel local y nacional en la investigación (científica y tecnológica) y en estudios de laboratorio relacionados con la Ingeniería Sanitaria y Ambiental para servicio al país.

OBJETIVOS DEL IIS

- Generar, planificar y ejecutar tareas de investigación y desarrollo en las diferentes áreas relacionadas con el tratamiento y depuración de aguas, control de calidad de aguas y protección del medio ambiente (agua, aire y suelo), enmarcadas en investigaciones básicas y aplicadas para solucionar problemas regionales y nacionales.
- Apoyar la ejecución de programas de formación de recursos humanos a nivel de pregrado (licenciatura) y de postgrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental (niveles de especialización y maestría) de la Carrera de Ingeniería Civil.
- Promover y organizar la transferencia de conocimientos y de prestación de servicios por medio de la capacitación profesional, divulgación de investigación científica, y de fomento de relaciones con organismos gubernamentales nacionales y subnacionales, del sector público y privado.
- Apoyar la realización de proyectos de extensión y/o interacción social en el ámbito local, regional y nacional.
- Participar en la vida universitaria a través de las diferentes instancias como Consejos y Comisiones de Carrera, Facultativos, de Investigación y Postgrado, así como de Congresos de la UMSA y otros congresos nacionales como internacionales.
- Fomentar el desarrollo de la colaboración científica interdisciplinaria con otras universidades nacionales y extranjeras y con otros institutos de investigación de la propia UMSA.

EJES DEL PLAN DE DESARROLLO DEL IIS 2017 - 2020

El Plan de Desarrollo 2017 – 2020 del IIS se apoya en el contexto nacional e internacional y en los lineamientos actuales de la Carrera de Ingeniería Civil y en las políticas nacionales y de la UMSA sobre educación e investigación. A su vez se apoya en siete ejes estratégicos:

Eje 1. Formación de recursos humanos.

Eje 2. Investigación

Eje 3. Posgrado

Eje 4. Personal académico

Eje 5. Extensión y difusión.

Eje 6. Vinculación Académica y social.

Eje 7. Gestión.

Las principales actividades en cada uno de los ejes estratégicos son:

Eje estratégico 1. Formación de recursos humanos.

- Garantizar la formación de estudiantes de pregrado y postgrado con alto nivel de calidad.
- Mejorar la calidad y pertinencia de los programas de las asignaturas brindadas por el IIS: Ingeniería Sanitaria I; Química Sanitaria; Microbiología Sanitaria; Ingeniería Sanitaria II; Plantas de Tratamiento de Aguas Potables; Plantas de Tratamiento de Aguas Negras; e Ingeniería del Medio Ambiente.
- Impulsar el uso de Tecnologías de la Comunicación e Información para el fortalecimiento del desarrollo de capacidades de los estudiantes.
- Impulsar acciones de formación desde la práctica.
- Asesoramiento a proyectos de grado.

Los docentes Investigadores del IIS apoyan a la Carrera de Ingeniería Civil de la UMSA con siete Cátedras, cinco Jefaturas de Trabajos Prácticos y dos laboratorios:

CIV-238 Ingeniería Sanitaria I (Cátedra y JTP)

CIV-239 Ingeniería Sanitaria II (Cátedra y JTP)

CIV-356 Química Aplicada a Ingeniería Sanitaria (Cátedra y Laboratorio)

CIV-358 Microbiología Sanitaria (Cátedra y Laboratorio)

CIV-359 Plantas de tratamiento de aguas potables (Cátedra y JTP)

CIV-360 Plantas de tratamiento de aguas negras (Cátedra y JTP)

CIV-361 Ingeniería del Medio Ambiente (Cátedra y JTP)

Eje estratégico 2. Investigación

- Impulsar investigación pertinente y de calidad que contribuya a la construcción de modelos que incidan en la solución de los problemas del sector agua y saneamiento.
- Continuar con las líneas de investigación: a) Transporte y distribución de aguas; b) Recolección de aguas residuales; c) Tratamiento de aguas; d) Tratamientos no convencionales de aguas; e) Gestión de residuos sólidos; y f) Modelación de calidad de cuerpos de agua.
- Profundizar estudios de control de calidad de agua, contaminación de cuerpos de agua, control y mejoramiento del medio ambiente.
- Desarrollar e impulsar investigación a nivel de tratamiento de aguas residuales, aguas potables, microbiología y residuos sólidos.
- Mejorar y actualizar la infraestructura de laboratorios.

Eje estratégico 3. Posgrado

- Desarrollar cursos de posgrado a nivel de Diplomado, Especialización y Maestría en Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Ofertar cursos de posgrado a nivel de Diplomados en las áreas del tratamiento de aguas residuales, implementar diplomados en Tratamiento de agua Potable, gestión de residuos sólidos, resiliencia y cambio climático.
- Llevar adelante cursos de actualización en instalaciones sanitarias domiciliarias, Técnicas de análisis de laboratorio Físico-químicos y bacteriológicos de aguas y Tratamiento de aguas residuales.
- Asesoramiento a Tesis de Maestría.
- Curso de Control y Vigilancia de la calidad de las aguas y aguas residuales

Eje estratégico 4. Personal académico

- Fortalecer la planta académica a través de procesos de actualización y superación.
- Participar en cursos de actualización de investigación y docencia.
- Participar en cursos especializados de post-grado maestría y/o doctorado.

Eje estratégico 5. Extensión y difusión.

- Fortalecer e incrementar las actividades de capacitación, difusión, extensión para un mejor posicionamiento del IIS en el contexto local, regional y nacional.
- Continuar con el apoyo a proyectos de carácter social en el ámbito temático de la ingeniería sanitaria y ambiental.

Eje estratégico 6. Vinculación Académica y social.

- Consolidar y garantizar la sostenibilidad de la revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental y alcanzar su indexación internacional.
- Fortalecer la difusión de los logros del IIS en sus diferentes áreas de trabajo a través de una página web sostenible (<http://iis.umsa.edu.bo/sobrenosotros.html>).
- Continuar con vínculos institucionales y desarrollo e implementación de convenios con entidades públicas y privadas para la investigación y la formación de recursos humanos.
- Prestar servicios a entidades públicas y privadas mediante el servicio de análisis de laboratorio que genere recursos propios para apoyar las acciones de investigación y la sostenibilidad del laboratorio.

Desde su creación el Instituto ha mantenido convenios de cooperación mutua con diferentes organizaciones e instituciones, nacionales e internacionales.

Se pueden mencionar convenios con:

- Instituto Boliviano de Ciencia y Tecnología Nuclear (IBTEN)
- Organización Panamericana de la Salud / Organización Mundial de la Salud (OPS/OMS)
- Programa de Cooperación Danesa para el Sector del Medio Ambiente (PCDSMA)
- Fondo del Medio Ambiente FCO del Reino Unido – Embajada Británica
- ASDI-SAREC
- Ministerio del Medio Ambiente y Agua – Viceministerio de Agua Potable y Saneamiento Básico.
- Cooperación de Suecia Convenio ASDI/SAREC-UMSA
- Convenio PNCC-SENAMHI-IIS-UMSA (Programa Nacional de Cambio Climático)
- Gobierno Autónomo Municipal de La Paz.
- Organizaciones no Gubernamentales (ONG).
- EPSAS.
- GIZ
- SOBOCE

Actualmente el IIS otorga Servicios de:

- Análisis físico y químico de aguas y aguas residuales.
- Análisis microbiológicos de aguas y aguas residuales.
- Estudio de caracterización y tratabilidad de aguas y aguas residuales.
- Estudio de agresividad de suelos.
- Asesoramiento técnico ante problemas ambientales (agua, aire, suelo).

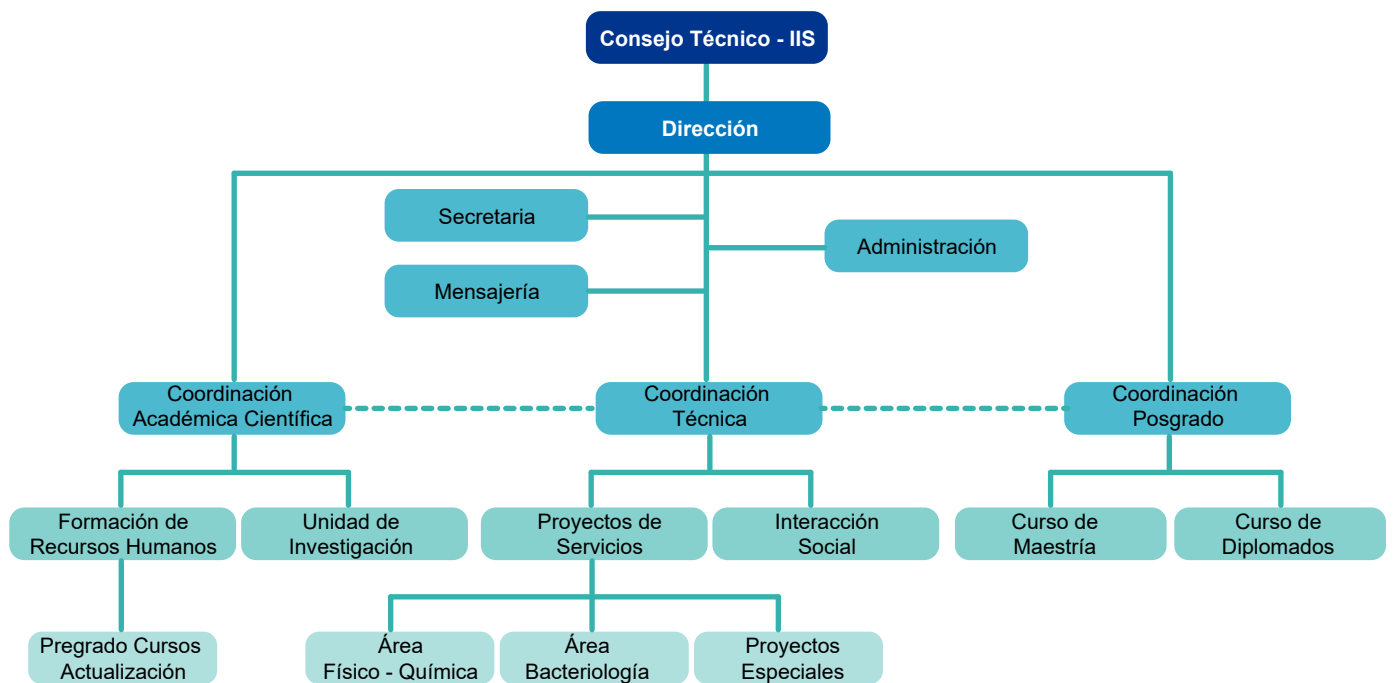
Eje estratégico 7. Gestión.

- Brindar servicios eficientes y de calidad que apoyen a las funciones de docencia e investigación y contribuyan a la formación integral de los estudiantes.
- Consolidar una administración responsable, eficiente, eficaz al servicio de la academia y para la rendición de cuentas.
- Al 2020 contar con las nuevas instalaciones del IIS en Cota - Cota.
- Desarrollar acciones de mantenimiento y de mejora de aulas y equipamiento de multimedia.

En la actualidad las instalaciones del IIS tienen una superficie cubierta de 560 m² aproximadamente, área en la que se cuenta con laboratorio de análisis de aguas y aguas residuales, laboratorio de microbiología, sala de reactivos, de material y equipo de laboratorio, y oficinas destinadas a los Docentes-Investigadores, Técnicos de Laboratorio y Administrativos, así como auditorio- aula y sala de reuniones.

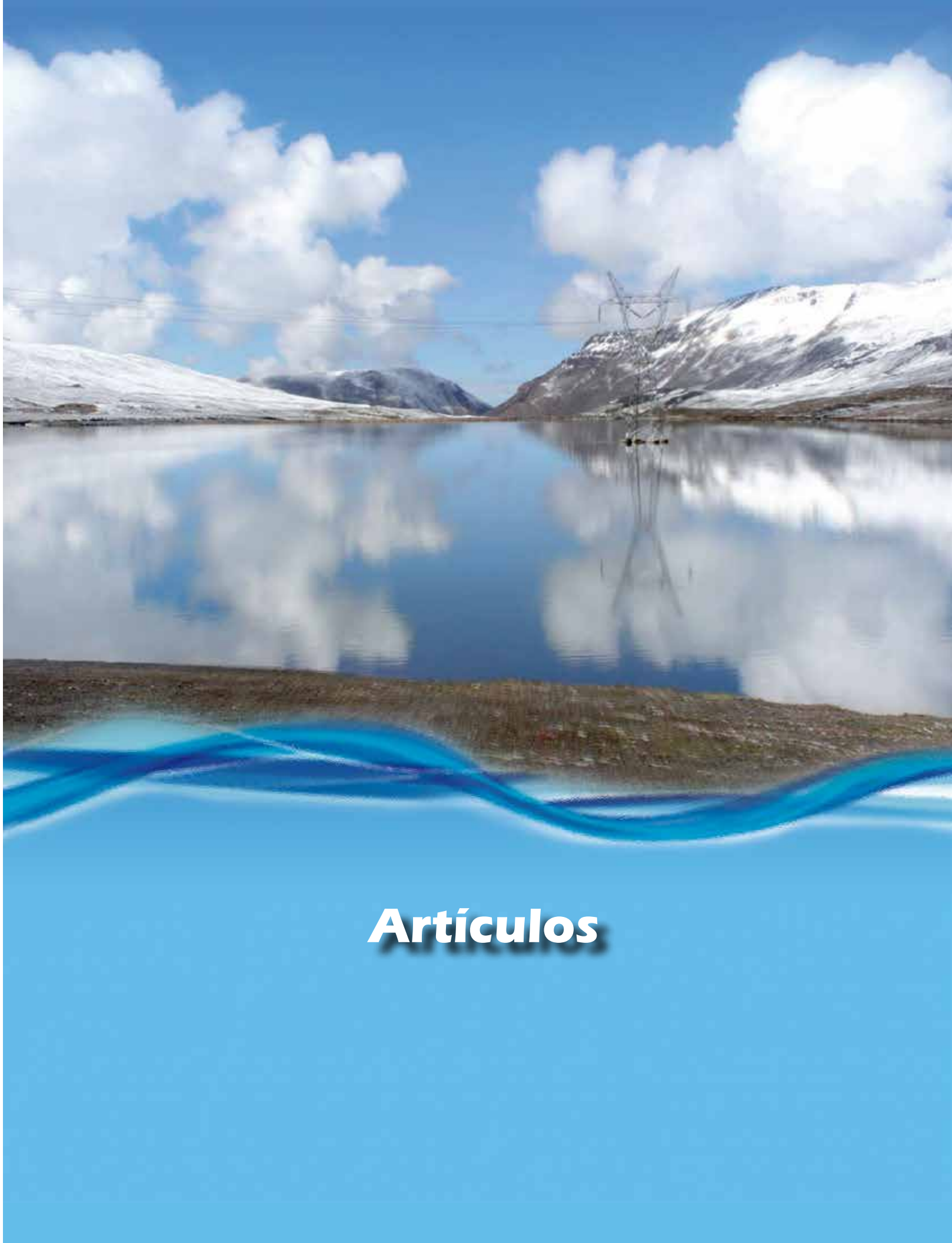
ORGANIGRAMA

El IIS se organiza de la siguiente manera para cumplir con los objetivos trazados:



BIBLIOTECA

- La biblioteca del IIS cuenta con más de 1200 títulos entre Textos, Libros, Tesis de Grado, Proyectos de grado, Proyectos de investigación, Documentos técnicos y Documentos de congresos.
- Implementar el acceso a bibliotecas Virtuales.



Artículos

"MODELACIÓN DEL CRECIMIENTO DE PLANTAS ACUÁTICAS EN UN RÍO DE GLACIAR TROPICAL EN LOS ANDES"

AUTORES Humerez E.¹
España C.²
Makoto Umeda³

SUMMARY

The objective of this research is to develop a macrophyte model for the growth of submerged aquatic vegetation in the Condoriri River. The measurements were done during the wet and dry seasons to determine the physicochemical parameters, the analysis of nutrients in water, aquatic plants and sediments and the estimation of the nitrogen and phosphorus transport. The processes included in the macrophyte model are: photosynthesis, dark respiration, excretion and non-predatory mortality. The influence of the nutrients, the discharge, solar radiation, and the water temperature on the growth of the aquatic plants was considered. The specific nutrient transport of Total Nitrogen TN ($0.02 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$) and Total Phosphorus ($0.0035 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$) were higher during the wet season compared to the dry season. Good agreements were achieved between field measurements and the model predictions of macrophyte biomass. The proposed model predicted seasonal changes in the growth of the aquatic plants, despite their high spatial and temporal variations.

RESUMEN

El propósito de este estudio es desarrollar un modelo de macrófitas para crecimiento de la vegetación acuática sumergida en el Río Condoriri. Las mediciones de campo fueron realizadas durante las épocas de lluvias y de estiaje para la determinación de los parámetros fisicoquímicos, el análisis de los nutrientes en agua, plantas acuáticas y sedimentos y la estimación del transporte de nitrógeno y fósforo. Los procesos incluidos en el modelo de macrófitas son: fotosíntesis, respiración, excreción y mortalidad no predatoria. La influencia de los nutrientes, la descarga, la radiación solar y la temperatura del agua fue considerada en el crecimiento de las plantas acuáticas. El transporte específico de nutrientes Nitrógeno Total NT ($0.02 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$) y Fósforo Total TP ($0.0035 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$) fueron mayores durante la época de lluvias comparada a la época de estiaje. Buenos resultados fueron obtenidos entre las mediciones de campo y la predicción de la biomasa de las macrófitas por el modelo. El modelo propuesto predijo los cambios estacionales en el crecimiento de las plantas acuáticas, a pesar de sus altas variaciones espaciales y temporales.

Palabras Claves: Glaciar Condoriri, biomasa de macrófitas, nutrientes, transporte específico.

1 Docente Investigadora invitada IIS - UMSA

2 Docente Investigador IIS - UMSA

3 Docente Investigador Hydraulics and Hydrodynamic Laboratory - Tohoku University

1. Introducción

Entre los factores que influyen en la calidad del agua, las plantas acuáticas contribuyen significativamente en la productividad de los ríos, lagos y reservorios. Los factores físicos (temperatura, niveles de radiación y descarga) y las características fisiológicas de la planta (requerimiento de nutrientes del agua y los sedimentos) controlan el crecimiento de las plantas acuáticas (Collins & Wlosinski, 1989). Muchos investigadores han desarrollado modelos de crecimiento de macrófitas en cuerpos de agua (Mulderij et al., 2007). Modelos simples de fósforo fueron desarrollados asumiendo que la respuesta trófica primaria de un cuerpo de agua se debe a los nutrientes en forma de fitoplancton (Barko et al., 1991).

Sin embargo, los modelos de crecimiento de plantas acuáticas en ríos de glaciares tropicales en los ecosistemas acuáticos de los Andes están poco desarrollados. El 80% de las fuentes de agua bebible se originan en las regiones montañosas en los Andes Centrales (Vuille et al., 2008). Las predicciones de crecimiento de macrófitas en los ríos de glaciar en Bolivia no han sido reportadas. En los Andes centrales se encuentra el Glaciar Condoriri, cuyo río que lleva el mismo nombre provee el 46% de agua bebible a las ciudades de La Paz y El Alto, que representan el 20% de la población de Bolivia.

2. Objetivo

Objetivo general

El objetivo clave de esta investigación es desarrollar un modelo de macrófitas para el crecimiento de las plantas acuáticas en el Río Condoriri.

Objetivos específicos

- Determinar la influencia de los nutrientes, la descarga, la radiación solar y la temperatura del agua en el crecimiento de las plantas acuáticas.
- Desarrollar un modelo que prediga los cambios estacionales en el crecimiento de las plantas acuáticas.

3. Área de estudio

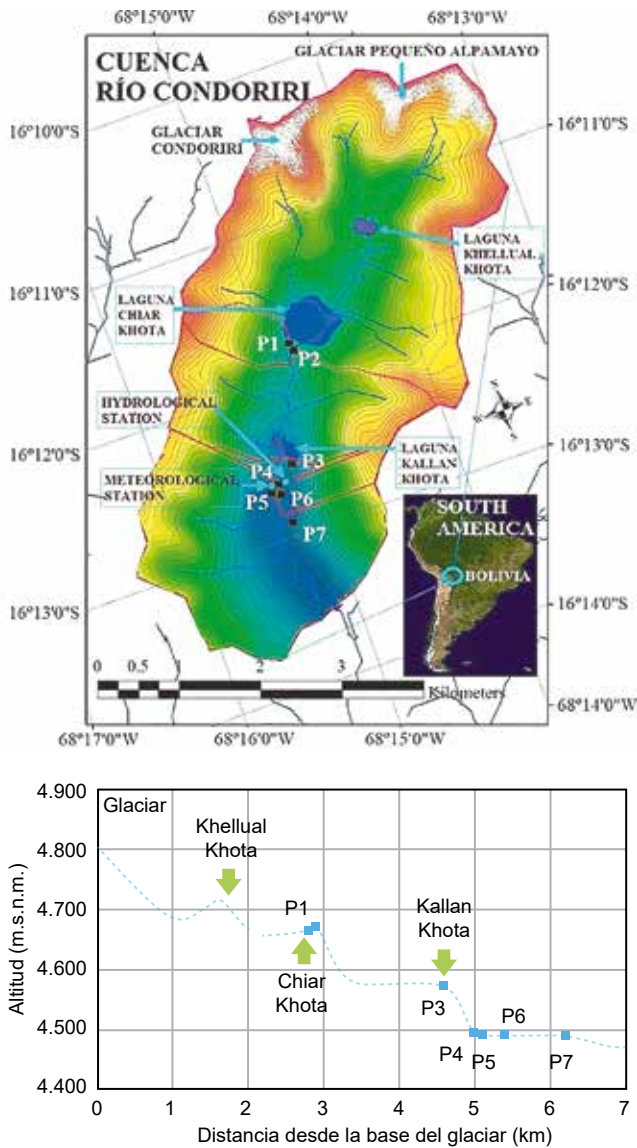
La Cuenca del Río Condoriri tiene una extensión de 22.6 km² y está localizada a 37 km noreste de la ciudad de La Paz en Bolivia. Esta Cuenca está situada entre 4.400 m y 5.522 m sobre el nivel del mar, en los Andes Centrales. El río se origina en el Glaciar Condoriri y el Glaciar Pequeño Alpamayo. La Fig. 1 muestra el mapa y los puntos de muestreo de este estudio. La Cuenca del Río Condoriri está compuesta por una corriente principal y tres lagunas (KhelluakKhota, ChiarKhota y KallanKhota).

Las mediciones de las condiciones meteorológicas como la precipitación y la radiación solar fueron realizados en la Cuenca del Río Condoriri (Tani et al., 2014; Moya Quiroga et al., 2013). Estos parámetros fueron medidos en una estación meteorológica cercana al punto P4. Analizando los datos medidos se obtuvo la característica estacional de la Cuenca. La Cuenca del Río Condoriri es caracterizada por una marcada precipitación estacional entre la época de lluvias (Septiembre-Abril) y la época de estiaje (Mayo-Agosto) (Sicart et al., 2005). La precipitación total durante la época de lluvias y de estiaje fue de 624 mm y 19 mm, respectivamente, basada en las observaciones desde septiembre de 2011 a Agosto de 2012.

Durante la época de lluvias, las precipitaciones ocurrieron frecuentemente con un promedio de 15 días/mes de lluvias y un promedio diario de 5.5 mm. Sin embargo, sólo ocho días de lluvias fueron observados en los cuatro meses

que duró la época de estiaje. Los valores promedios de la radiación solar durante la época de estiaje y la de lluvias fueron $510.6 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ y $384.3 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$, respectivamente.

Figura 1. Puntos de muestreo y variaciones de altitud vs. Distancia en la Cuenca del Río Condoriri.



Fuente: Elaboración propia

4. Materiales y métodos

4.1. Trabajo de campo y análisis

Siete puntos de muestreo fueron establecidos en el Río Condoriri (P1-P7) como se muestra en la **Fig.1**. El trabajo de campo fue realizado

para medir la temperatura en la corriente de agua y para tomar muestras de agua y plantas acuáticas del río principal. Este trabajo fue repetido en los mismos puntos de muestreo durante la época de estiaje (Julio 2012 y Agosto 2013) y la época de lluvias (Febrero 2013). La temperatura del agua fue medida utilizando un analizador de agua multi-parámetro portable (Multi 3420, Xylem).

La descarga fue medida a través de la estimación del transporte de los nutrientes en el río en cada punto de monitoreo. Una estación hidrológica fue equipada con un piezómetro HOBO y un sensor (HOBO U20-001-01) en el punto P4. La estación registra la presión atmosférica, la presión absoluta y la temperatura del agua con una resolución temporal de 10 minutos. La presión hidrostática fue estimada por la diferencia entre la presión absoluta y la presión atmosférica. La presión hidrostática fue convertida a altura de agua y la altura de agua a descarga de acuerdo a una curva calibrada desarrollada en un estudio previo (Moya Quiroga et al., 2013). La descarga específica y el transporte específico de nutrientes fueron obtenidos del área de estudio, la descarga y las concentraciones de nutrientes en cada punto.

Para el análisis de Nitrógeno Total (NT) y el Fósforo Total (TP), una alícuota de 50 ml de muestra de agua sin filtrar fue conservada en una botella de plástico previamente lavada con la muestra de agua. Las muestras fueron transportadas y almacenadas a 4°C para prevenir reacciones biológicas. El NT y el TP fueron medidos utilizando un auto analizador de NT y TP (SWAAT, BL TEC K.K.)

Para la determinación de la biomasa, las macrófitas fueron cosechadas de un cuadrante de $50\times 50 \text{ cm}^2$ a mano⁸⁾ de todos los puntos de monitoreo (P1-P7) en Julio (2012), Febrero (2013) y Agosto (2013). En el laboratorio, las plantas fueron limpiadas, separadas por especies,

secadas hasta lograr una masa constante (a 40°C) y pesadas. Para estimar el área total de la cobertura vegetal en el río, se midió el área de las plantas acuáticas a través del río. Los análisis de nitrógeno y fósforo en sedimentos fueron realizados utilizando una metodología propuesta por el Centro Internacional de Referencia e Información de Suelos (ISRIC) (Van Reeuwijk, 1992).

4.2. El modelo de macrófitas

El modelo de macrófitas en este estudio toma en cuenta principalmente al grupo de plantas acuáticas sumergidas y no diferencia las partes de la planta o las especies. Los datos obtenidos en Julio de 2012 fueron tomados como condiciones iniciales para las predicciones del modelo de macrófitas.

a) La ecuación de macrófitas

El modelo de biomasa de macrófitas es propuesto por la siguiente ecuación:

$$\frac{dM}{dt} = (P - R - E - N)M \quad (1)$$

Donde M representa el peso seco de la biomasa de las macrófitas ($g \cdot m^{-2}$); t es el tiempo (d); P , R , E y N representan la tasa de producción bruta (d^{-1}), la tasa de respiración (d^{-1}), la tasa de excreción (d^{-1}) y la tasa de muerte (d^{-1}), respectivamente.

b) La producción primaria bruta

La tasa de producción bruta P depende de la temperatura del agua (T), la intensidad de la luz (I), la concentración de nutrientes (C_i), y la tasa efectiva fotosintética máxima es:

$$P(T, I, C_i) = P_{max} T_i(T) L_i(I) O_{ik}(C_i) \quad (2)$$

Donde T_i es función de limitación de temperatura, L_i es la función de limitación de la luz, y O_{ik} es la función de limitación de nutrientes. P_{max} la máxima tasa de producción bruta (Collins & Wlosinski, 1989).

La temperatura tiene un efecto importante en la vida de las plantas acuáticas. La función de Hill describe la dependencia de la fotosíntesis en la temperatura. Los coeficientes fueron obtenidos de experimentos a temperaturas templadas y aplicados en el modelaje de macrófitas (Scheffer et al., 1993; Van Nes et al., 2003; Wolfer et al., 2006).

La limitación de temperatura es calculada por:

$$T_i(T) = \frac{1.35T^3}{T^3 + 14^3} \quad (3)$$

Donde T es la temperatura del agua en °C.

Los niveles de radiación son de gran importancia en el crecimiento de las plantas acuáticas. Las tasas fotosintéticas de las macrófitas se incrementan con el incremento de los niveles de luz a un nivel máximo. La limitación de la luz es calculada por:

$$L_i(I) = \frac{I}{I + H_i} \quad (4)$$

Donde L_i es el factor de limitación de la luz, I es la radiación solar ($W \cdot m^{-2}$) y H_i es la constante de limitación de la luz a saturación media obtenida por experimentos (Mulderij et al., 2007).

La ecuación Michaelis-Menten describe bien la cinética de absorción de los nutrientes y es usada en la ecuación de producción bruta para determinar la limitación de nutrientes O_{ik} :

$$O_{ik}(C_i) = \frac{C_i}{K + C_i} \quad (5)$$

Donde K es el coeficiente de saturación media, y C_i es la concentración de nutrientes. O_{ik} varía de 0 a 1. Las macrófitas mayormente usan a los sedimentos como una fuente de nutrientes, por esta razón los sedimentos juegan un papel importante en el modelaje de crecimiento de macrófitas.

Modificamos la ecuación (5) para incluir la influencia de los sedimentos, considerando las ecuaciones propuestas por Madden y Kemp (Cercó & Moore, 2001). En el modelo propuesto, ambos aportes de los nutrientes de los sedimentos y el agua fueron incluidos en las formulaciones de crecimiento y absorción de nutrientes:

$$f_N(N_W, N_S) = \frac{N_W + \frac{K_{WN}}{K_{SN}} N_S}{K_{WN} + N_W + \frac{K_{WN}}{K_{SN}} N_S} \quad (6)$$

$$f_P(P_W, P_S) = \frac{P_W + \frac{K_{WP}}{K_{SP}} P_S}{K_{WP} + P_W + \frac{K_{WP}}{K_{SP}} P_S} \quad (7)$$

Donde $f_N(N_W, N_S)$ es la función de limitación de nutrientes para el nitrógeno, $f_P(P_W, P_S)$ es la función de limitación de nutrientes para el fósforo, N_W es la concentración de nitrógeno total en la columna de agua ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$), N_S es la concentración total de nitrógeno en el agua de poro ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$), K_{WN} es la constante de saturación media para la absorción de nitrógeno N_W (tallos) ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$). K_{SN} es constante de saturación media para la absorción de nitrógeno N_S (raíces) ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$), P_W es la concentración de fósforo total en la columna de agua ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$), P_S es la concentración total de fósforo en el agua de poro ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$), K_{WP} es la constante de saturación media para la absorción de fósforo P_W (tallos) ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$), y K_{SP} es la constante de saturación media para la absorción de fósforo P_S (raíces) ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Los coeficientes fueron obtenidos de experimentos controlados y satisfactoriamente aplicados al modelaje de diferentes especies de macrófitas (Cercó & Moore, 2001).

La ecuación (2) cambia a:

$$P(T, I, N_W, N_S, P_W, P_S) = P_{max} T_i(T) L_i(I) f_N(N_W, N_S) f_P(P_W, P_S) \quad (8)$$

Tabla 1. Valores de los parámetros del modelo y sus unidades.

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	VALORES	UNIDADES
P_{max}	Máxima tasa de producción bruta ¹	0,42	d^{-1}
H_i	Constante de limitación de la luz a saturación media ²	8,98	$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$
K_{WM}	Constante de saturación media para la absorción de N de los tallos ³	0,08	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
K_{WP}	Constante de saturación media para la absorción de P de los tallos ³	0,02	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
K_{SN}	Constante de saturación media para la absorción de N de las raíces ³	1,4	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
K_{SP}	Constante de saturación media para la absorción de P de las raíces ³	0,2	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
R_o	Tasa específica de respiración a 20 °C ⁴	0.001-0.05	d^{-1}
Q_{10}	Ratio de ratios dado a 10 °C de cambio de temperatura ³	2,57	-
Y	Tasa de excreción máxima ¹	0,012	d^{-1}
L_{sat}	Irradiación a la máxima producción ¹	152,36	$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$
N	Tasa de muerte de mortalidad no predatoria ⁴	0.001-0.01	d^{-1}

Los valores de $f_N(N_w, N_s)$ y $f_P(P_w, P_s)$ varían de 0 a 1.

c) La tasa de respiración

La tasa de respiración puede ser calculada por la siguiente ecuación:

$$R = R_o Q_{10}^{\frac{T-T_o}{10}} \quad (9)$$

Donde R es la tasa de respiración (d^{-1}), R_o es la tasa específica de respiración a la temperatura de referencia de $^{\circ}C$, T_o es la temperatura de agua inicial en $^{\circ}C$, T es la temperatura de agua final en $^{\circ}C$. Q_{10} es el ratio de ratios dado a $10^{\circ}C$ de cambio de temperatura (Ambrose et al., 1993).

d) La tasa de excreción

La tasa de excreción E y L puede ser calculada por la siguiente ecuación:

$$E = y(1-L) \quad (10)$$

$$L = \frac{I}{L_{sat}} \exp \left[1 - \left(\frac{I}{L_{sat}} \right) \right] \quad (11)$$

Donde y es la tasa máxima de excreción, L es la limitación por la luz utilizando la ecuación de Steele para la inhibición supra-óptima de la intensidad de la luz, L_{sat} es la irradiación a la máxima producción obtenida experimentalmente (Collins & Wlosinski, 1989).

e) La tasa de muerte

La tasa de muerte de la mortalidad no predatoria N_a la post biomasa máxima (Ambrose et al., 1993) considerada en esta investigación es $0.01 d^{-1}$.

5. Resultados y discusiones

5.1. Resultados

a) Vegetación acuática y biomasa

La vegetación acuática fue mayormente representada por las macrófitas. Los valores promedio de la biomasa de las macrófitas en Julio (2012), Febrero (2013) y Agosto (2013) fueron $58 g \cdot m^2$, $154 g \cdot m^2$ y $59 g \cdot m^2$, respectivamente. Las variaciones estacionales de la biomasa de las macrófitas son mostradas en la **Fig.2**.

Figura 2. Biomasa de las macrófitas durante la época de lluvias y de estiaje: Julio (2012), Febrero (2013), y Agosto (2013) en la Cuenca del Río Condoriri.

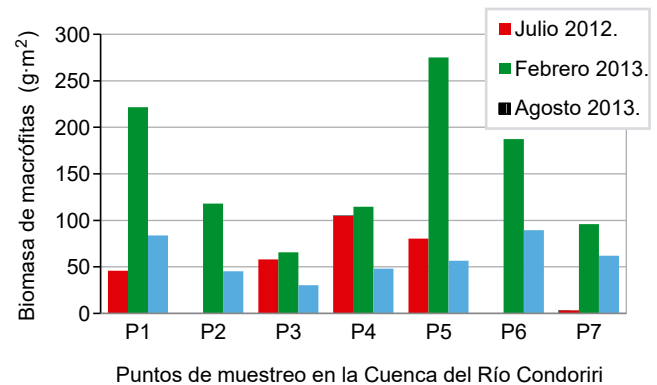
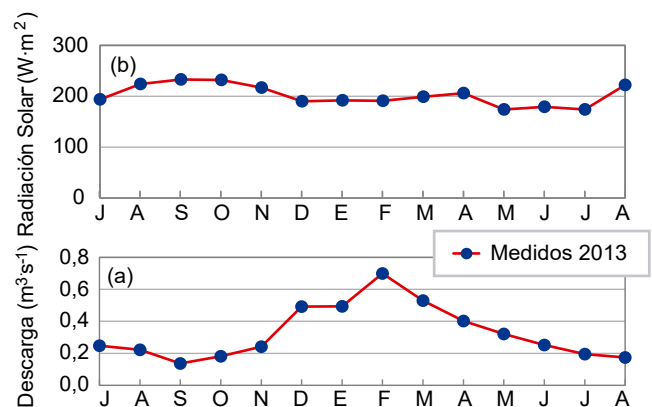


Figura 3. Variaciones mensuales de los datos medidos de Julio 2012 a Agosto 2013: (a) descarga y (b) radiación solar en el punto P4 en la Cuenca del Río Condoriri.



b) Parámetros fisicoquímicos y nutrientes en agua y sedimentos

La **Fig.3** muestra las variaciones mensuales de la descarga y la radiación solar en el punto de monitoreo P4 de Julio 2012 a Agosto 2013. En este estudio, los valores promedio de la descarga durante las épocas de lluvias y de estiaje fueron: $0.41 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y $0.24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente. Los valores promedio de la radiación solar durante las épocas de lluvias y de estiaje fueron: $413 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ y $426 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$, respectivamente. La temperatura del agua varió de 2.1°C a 12.2°C en la época de estiaje y de 2.3°C a 20.2°C durante la época de lluvias, debido a los cambios en las condiciones meteorológicas de la cuenca (Sicart et al., 2005). Basado en nuestras observaciones y datos de estudio previo (Tani et al., 2014), relaciones empíricas fueron obtenidas para la estimación de la temperatura del agua y sus variaciones con la distancia desde los bordes de los glaciares. Las relaciones son mostradas en la **Fig.4**.

El valor promedio y la desviación estándar del NT en agua durante la época de lluvias fue $0.58 \pm 0.35 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ y durante la época de estiaje fue $0.37 \pm 0.07 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. EL TP fue detectable solo durante la época de lluvias ($0.015 \pm 0.009 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$), con un límite de detección de $0.001 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Basado en estos resultados, NT y TP fueron en general mayores en la época de lluvias comparados con la época de estiaje.

Los valores promedio y las desviaciones estándar del nitrógeno en los sedimentos durante la época de lluvias y la de estiaje fueron: $0.83 \pm 0.51\%$ y $1.12 \pm 0.45\%$, respectivamente. Los valores promedio y las desviaciones estándar del fósforo en los sedimentos durante la época de lluvias y la de estiaje fueron: $0.033 \pm 0.030\%$ y $0.034 \pm 0.018\%$, respectivamente.

Figura 4. Variaciones de la temperatura del agua con la distancia durante las épocas de lluvias y estiaje en la Cuenca del Río Condoriri.

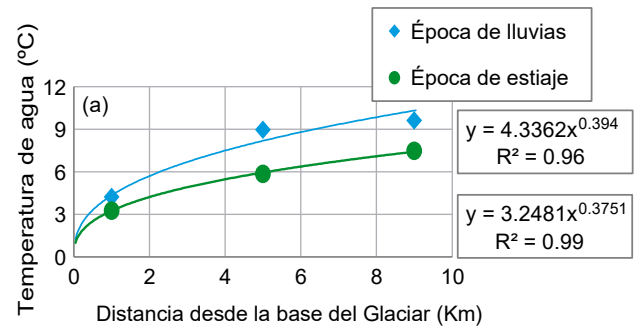


Figura 5. (a) Relación descarga específica vs. Área de estudio, (b) Transporte específico de NT vs. Descarga específica y (c) Transporte específico de TP vs. Descarga específica durante la época de lluvias en la Cuenca del Río Condoriri

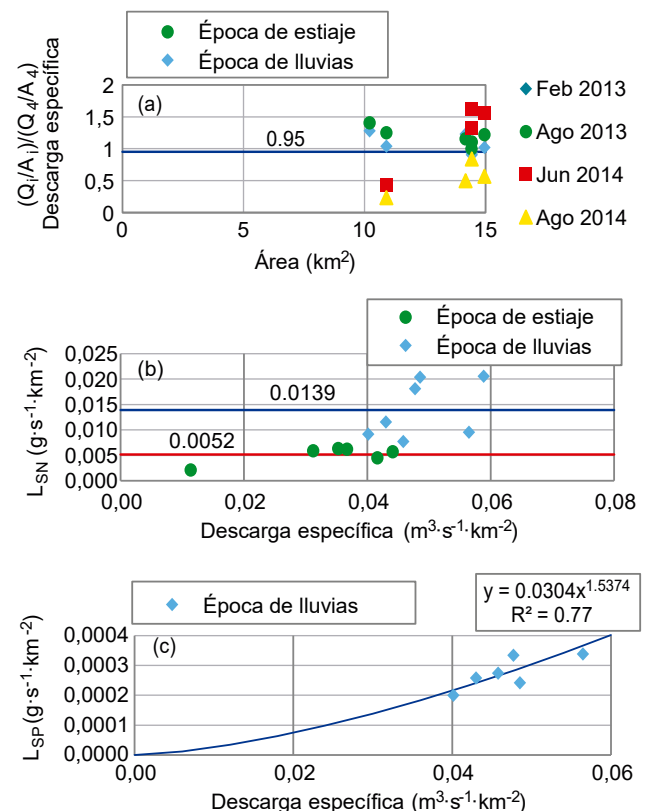
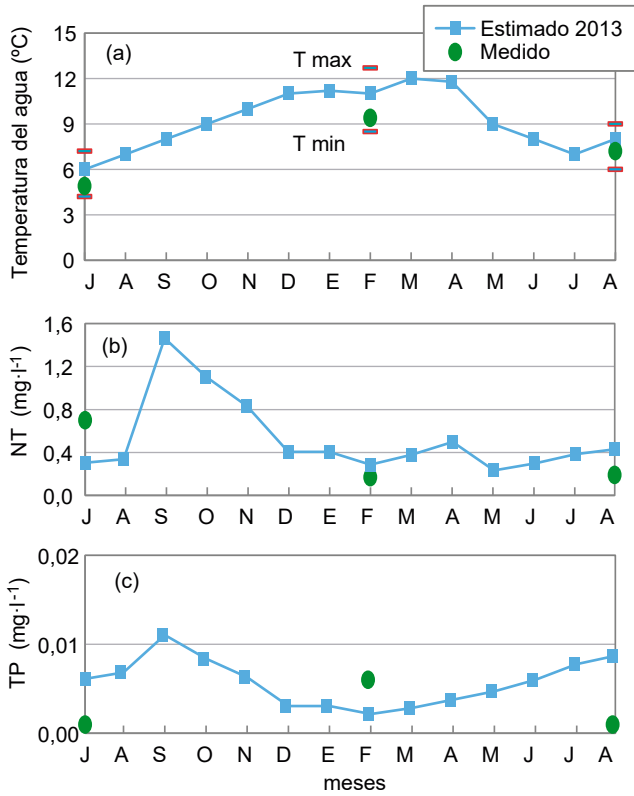


Figura 6. Comparación de los valores medidos y estimados: (a) temperatura de agua, (b) Nitrógeno Total y (c) Fósforo Total en el punto de monitoreo P4 en la Cuenca del Río Condoriri.



c) Descarga específica y transporte específico de nutrientes

Las relaciones entre la descarga específica vs. Área de estudio y el transporte específico del nitrógeno total y el fósforo total vs. Descarga específica son mostrados en la **Fig.5**. Los valores promedio de la descarga específica y el transporte específico de nitrógeno durante la época de estiaje y la época de lluvias fueron considerados debido a la variabilidad de los datos medidos. Además, una relación empírica entre el transporte específico de fósforo y la descarga específica fue establecida. Con las consideraciones previas, estimamos la descarga y las concentraciones del NT y TP en todos los puntos de monitoreo en la cuenca. Las siguientes ecuaciones fueron utilizadas:

$$Q = \frac{A}{A_4} (0.95)Q_4 \quad (12)$$

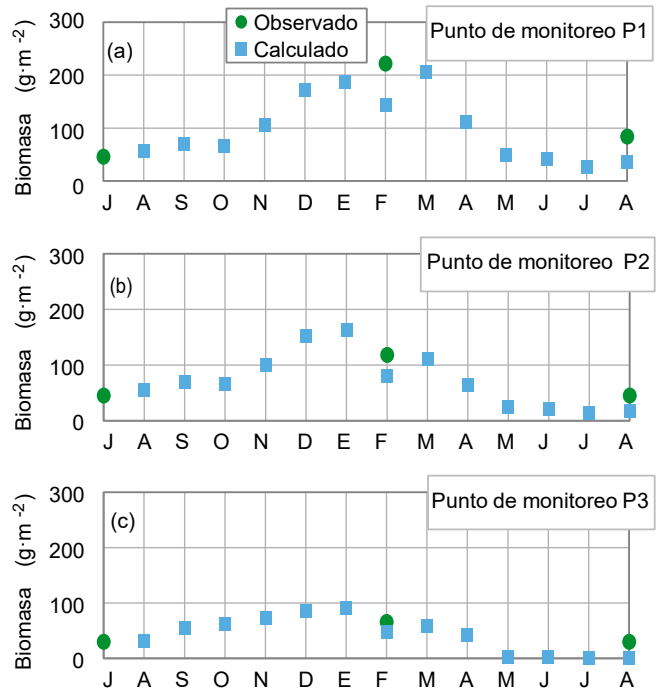
Donde Q es la descarga (m³•s⁻¹) y A es el área de estudio cubierta en el punto de monitoreo. Q₄ es la descarga (m³•s⁻¹) y A₄ es el área de estudio cubierta en el punto P4. Q₄ fue estimada con los datos de medición continua de la presión de aire y la presión de agua registrados por el sensor de nivel de agua.

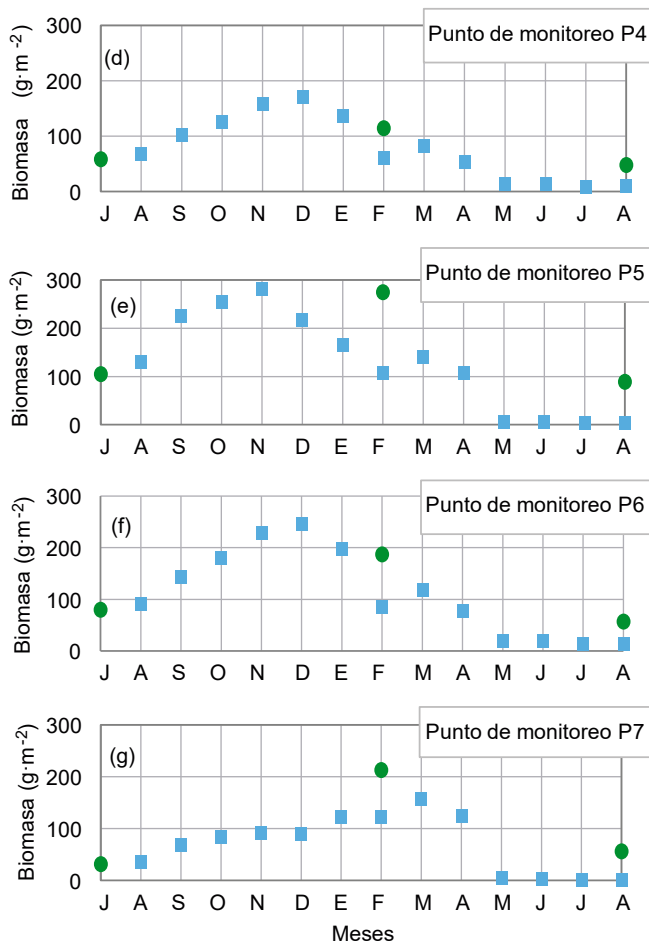
$$N_W = \frac{AL_{SN}}{Q} \quad (13)$$

$$P_W = \frac{AL_{SP}}{Q} \quad (14)$$

Donde A es el área de estudio cubierta en el punto de monitoreo, L_{SN} es el transporte específico de NT (g•s⁻¹•km⁻²) y LSP es el transporte específico de TP (g•s⁻¹•km⁻²). **Fig.6** muestra los valores estimados de la temperatura del agua, NT y TP comparados con los datos medidos obtenidos en Julio (2012), Febrero (2013) y Agosto (2013).

Figura 7. Resultados modelados y observados de la biomasa de las macrófitas en todos los puntos de monitoreo en la Cuenca del Río Condoriri.





5.2 Discusiones

Predicciones del modelo de macrófitas

El modelo desarrollado de macrófitas predijo las variaciones mensuales del crecimiento de las plantas acuáticas en la Cuenca del Río Condoriri. Los resultados son mostrados en la **Fig.7**. En los resultados del modelo, la biomasa de las macrófitas exhibió algunas variaciones con respecto a los datos medidos, especialmente en los puntos de monitoreo P1, P5, P6y P7 durante la época de lluvias en Febrero. Esta discrepancia entre los resultados medidos y los predichos parecen ser causados por el incremento de la descarga en el mes de Febrero como se muestra en la **Fig.3 (a)**.

Una mayor descarga produce un efecto de dilución en la concentración de nutrientes;

consecuentemente, el crecimiento de las plantas acuáticas fue afectado en el modelo. La máxima biomasa estimada por el modelo varió de Noviembre en el punto P5 a Marzo en el punto P7, debido a los cambios de concentración en los nutrientes, la temperatura del agua y la descarga, todos estos factores influyeron en el crecimiento de las plantas acuáticas.

6. Conclusiones

El modelo de macrófitas presentado en este estudio pudo predecir las variaciones de la biomasa de las macrófitas bajo una extrema variabilidad estacional, que es la principal característica de los ecosistemas de glaciares tropicales. Las principales conclusiones de este trabajo son:

- 1) Buenos resultados se obtuvieron entre los datos medidos y los predichos por el modelo de macrófitas en la mayoría de los puntos de monitoreo. Sin embargo, la precisión fue menor durante la época de lluvias.
- 2) La carga de nutrientes específica estaba relacionada con el incremento de la biomasa. Altos transportes específicos de NT ($0.02 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$) y TP ($0.0035 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$) fueron medidos durante la época de lluvias, posiblemente causado por la extrema diferencia de la precipitación total (624 mm durante la época de lluvias y sólo 19 mm durante la época de estiaje).
- 3) Nuestros hallazgos incrementaron el entendimiento del impacto de los factores físicos y químicos en el crecimiento de las plantas acuáticas. A pesar de que existe una baja precisión en la simulación de la vegetación acuática durante la época de lluvias, modelos relativamente simples

como el presentado pueden ser una herramienta muy útil para comprender los mecanismos de regulación de la dinámica de las plantas sumergidas. Los resultados de este estudio pueden ser usados como información base para el modelaje del sistema de río para el presente y futuro.

7. Agradecimientos.

A JST/JICA, SATREPS (Science and Technology Research Partnership for Sustainable Development, JSPS KAKENHI (No. 24404015) y al Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.

8. Referencias bibliográficas

Ambrose, R. B., Wool, T. A., & Martin, J. L. (1993): The water quality analysis simulation program, WASP5, Part A: Model documentation. Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Athens, GA.

Barko, J. W., Gunnison, D., & Carpenter, S. R. (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, Vol. 41, No. 1, pp.41-65.

Cerco, C. F., & Moore, K. (2001): System-wide submerged aquatic vegetation model for Chesapeake Bay. *Estuaries*, Vol. 24, No. 4, pp.522-534.

Collins, C. D., & Wlosinski, J. H. (1989): A macrophyte submodel for aquatic ecosystems. *Aquatic botany*, Vol. 33, No. 3, pp.191-206.

Malik, D. S., & Joshi, N. (2013): Distribution pattern of aquatic macrophytes and their

biomass in relation to some nutrients in Asan wetland, India, *Inter. J. for Environmental Rehabilitation and Conservation*, Vol. 4, No. 1.

Mulderij, G., Van Nes, E. H., & Van Donk, E. (2007): Macrophyte-phytoplankton interactions: the relative importance of allelopathy versus other factors. *Ecological Modelling*, Vol. 204, No. 1, pp.85-92.

Moya Quiroga, V., Mano, A., Asaoka, Y., Udo, K., Kure, S., Mendoza, J. (2013): Hydrological Modelling of a Glacierized Andean Basin Using the Semi Distributed Model Supertank. Case: the Andean Basin Condoriri. *Proc. Congr. Int. Assoc. Hydraul. Res.*388.

Scheffer, M., Bakema, A. H., & Wolterboer, F. G. (1993): MEGAPLANT: a simulation model of the dynamics of submerged plants. *Aquatic Botany*, Vol. 45, No. 4, pp.341-356.

Sicart, J. E., Wagnon, P., & Ribstein, P. (2005): Atmospheric controls of the heat balance of Zongo Glacier (16 S, Bolivia), *Journal of Geophysical Research*, Vol.110.

Tani, K., Umeda, M., Asaoka, Y., & Yamazaki, T. (2014): Field measurement and analysis on heat balance and water temperature formation in a high-altitude reservoir in the Bolivian Andes. *Journal of Japan Society of Civil Engineers*, Vol. 70, No. 4, pp. 1627-1632.

Van Nes, E. H., Scheffer, M., van den Berg, M. S., & Coops, H. (2003): Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes. *Ecological Modelling*, Vol. 159, No 2, pp. 103-116.

Van Reeuwijk, L.P. (1992): Procedures for Soil Analysis, Technical Paper. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, Vol. 19, No. 3.

Vuille, M., Francou, B., Wagnon, P., Juen, I., Kaser, G., Mark, B. G., & Bradley, R. S. (2008): Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future, *Earth-Science Reviews*, Vol. 89, No. 3, pp.79-96.

Wolfer, S. R., Van Nes, E. H., & Straile, D. (2006): Modelling the clonal growth of the rhizomatous macrophyte: *Potamogetonperfoliatus*. *Ecological modelling*, Vol. 192, No 1, pp. 67-82.

“SIMULACIÓN DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DEL RÍO CHOQUEYAPU – LA PAZ, UTILIZANDO QUAL2K”

AUTORES Bustillo Alejandra⁴
Paz Oscar⁵
Briançon Eufemia⁶

SUMMARY

The study analyzes the behavior of total Coliforms and heat resistant Coliform in the Choqueyapu river and La Paz river. This river is still used to irrigate crops, water under the watershed. A bacteriological behavior simulation of the river was developed, using as a tool the QUAL2K model. The analysis has been developed from Alto Achachicala zone to the Lipari zone, in order to characterize the microbiological behavior of the river. The model was calibrated with data from different studies. The statistical method for adjusting the calibration is based on the GLUE methodology. Subsequently a verification and validation exercises to all of those parameters are estimated using the calibrated model and data from April 2005 (4th year of study GAMLP - IIS). Thus, optimal parameter values were tested, generating results that can be considered satisfactory, demonstrating the ability of the model to predict and simulate other scenarios. Coliform modeling is traditionally considered as an arbitrary simulation variable, that is has more uncertainty, so the correlation coefficients greater than 0.4 are quite accurate and precise in their analysis. The correlation coefficients between the calibration and validation data versus the observed Coliform data are in the range from 0.8 to 0.9, these values are very satisfactory for simulating pathogens. Finally, in order to assess the simultaneous changes of total coliforms and heat-resistant coliforms impact, five water treatment scenarios were simulated from different technical approaches. The Scenario 3 (1 large wastewater treatment plant –WWTP- in Mallasa to diffuse discharges and 5 small WWTP's along of the river for point source discharges) showed the best alternative that allow the water body to become CLASS C.

Words key: Heat resistant Coliform; calibration; validation, QUAL2K model.

RESUMEN

El estudio analiza el comportamiento de Coliformes totales y Coliformes termorresistentes en los ríos Choqueyapu y La Paz. Este río sigue siendo utilizado en el riego de cultivos agrícolas, aguas abajo de la cuenca. Para ello, la simulación del comportamiento bacteriológico del río fue desarrollada, utilizando como herramienta el modelo QUAL2K. Abarca el análisis desde la zona de Alto Achachicala hasta la zona de Lipari, con el objeto de caracterizar el comportamiento microbiológico del río. Para ello se calibró el modelo con los datos de diferentes estudios. El método estadístico para ajustar la calibración se apoyó en la metodología GLUE. Posteriormente, se

⁴ Ing. Civil. Investigadora principal; bvalect@hotmail.com

⁵ Docente Investigador IIS – UMSA; osquipaz@gmail.com ; opaz@umsa.edu.bo

⁶ Docente Investigadora IIS – UMSA; mabrig2781@gmail.com

realizó un ejercicio de verificación y validación del conjunto de parámetros estimados, utilizando el modelo calibrado y las muestras obtenidas de abril del 2005 (4ta campaña del estudio del GMALP - IIS). De esta manera, los valores óptimos de los parámetros fueron probados, generando resultados que se pueden considerar satisfactorios, demostrando así la capacidad del modelo para predecir y simular otros escenarios. Cabe mencionar que la modelación de Coliformes es considerada tradicionalmente como una variable de simulación arbitraria, es decir posee mayor grado de incertidumbre, por lo que coeficientes de correlación mayores a 0.4 son bastante certeros y precisos en el análisis de los mismos. Los coeficientes de correlación obtenidos tanto del proceso de calibración y validación versus los datos observados de Coliformes oscilan entre 0.8 – 0.9, siendo estos muy satisfactorios para la simulación de patógenos. Finalmente, con el propósito de evaluar el impacto que producen los cambios simultáneos de Coliformes totales y termorresistentes, se efectuó un análisis de escenarios de tratamientos de aguas residuales que descargan en el río Choqueyapu – La Paz. A través de esta metodología fue posible plantear 5 alternativas de saneamiento desde distintos enfoques técnicos. De las cuales la alternativa 3 (una PTAR en Mallasa, recogiendo todas las descargas difusas y 5 PTAR's para descargas puntuales), fue elegida como la mejor propuesta, ya que la modelación demostró que las aguas tratadas permiten que el cuerpo de agua llegue a ser de CLASE C.

Palabras Clave: Coliformes termorresistentes; calibración; simulación; Modelo QUAL2K.I

1. Introducción.

Desde hace muchos años las descargas de efluentes domésticos e industriales en los ríos de La ciudad de La Paz, se convirtieron en un problema que genera altos niveles de contaminación, los cuales hasta la fecha no fueron reducidos. La falta de una herramienta que ayude a establecer donde ubicar plantas de tratamiento a lo largo del río Choqueyapu – La Paz y precisar los niveles de tratamiento que se deberían aplicar, se convirtió en un factor fundamental en la toma de decisiones para la solución integral de la cuenca.

Uno de los riesgos más graves para la salud humana relacionada con la calidad de agua es la que deriva de la contaminación microbiológica, particularmente la de Coliformes termorresistentes, creando contaminación de suelos y productos agrícolas

destinados al consumo humano, siendo estas utilizadas por los habitantes del lugar para riego.

Por eso, existe una necesidad de enfrentar la problemática a nivel científico, por lo que la presente investigación, brindará desde un punto de vista teórico la oportunidad de describir, mediante la evaluación de alternativas de tratamientos y utilización de un modelo matemático "QUAL2K", el comportamiento de la calidad bacteriológica; y desde un punto de vista práctico abarcará puntos de interés en los cuales se podrá generar decisiones pertinentes a los cambios requeridos y contribuir a la gestión de recursos hídricos de nuestra ciudad.

Así mismo, es importante mencionar, que hasta el momento se realizaron escasos análisis de simulación del comportamiento bacteriológico

a través de modelos matemáticos, en ríos de la ciudad de La Paz.

La presente investigación conduce a resultados que puedan ser compartidos con aquellos profesionales interesados en la temática que a través de sus propias investigaciones puedan incluso profundizar, mejorar o reorientar esta propuesta a temas relacionados.

2. Objetivos

Objetivo General

Proponer opciones de saneamiento en términos microbiológicos, específicamente del grupo Coliformes: totales y termorresistentes, en el río Choqueyapu – La Paz, por medio del empleo de un modelo matemático que se encuentre documentado, calibrado, disponible y verificado con datos de campo del río.

Objetivos Específicos

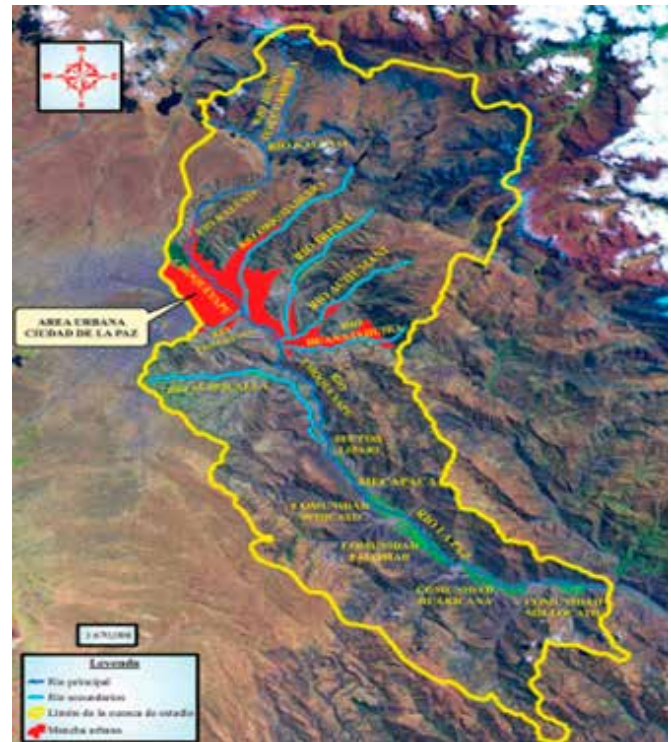
- Analizar el modelo QUAL2K para tener un conocimiento conceptual, funcional y computacional de sus características, capacidades y requerimientos.
- Evaluar la información existente apta para la aplicación del modelo QUAL2K y completar la información inexistente.
- Calibrar y validar el modelo QUAL2K para las condiciones del río Choqueyapu – La Paz.
- Simular escenarios futuros del estado microbiológico del río y mediante la Norma

Boliviana evaluando planes alternativos de control y manejo de la calidad del agua, a nivel bacteriológico.

3. Área de estudio

El área de estudio comprende la cuenca hidrográfica del río Choqueyapu hasta el puente Lipari, como se muestra en la figura 1:

Figura 1. Mapa de la cuenca del río La Paz



Fuente: (CONTRALORÍA, 2013)

Se distinguen 9 puntos de muestreo en común y 5 tributarios que son considerados en el estudio (ver tabla 1).

Tabla 1. Puntos muestreados y tributarios con sus respectivas coordenadas y elevaciones

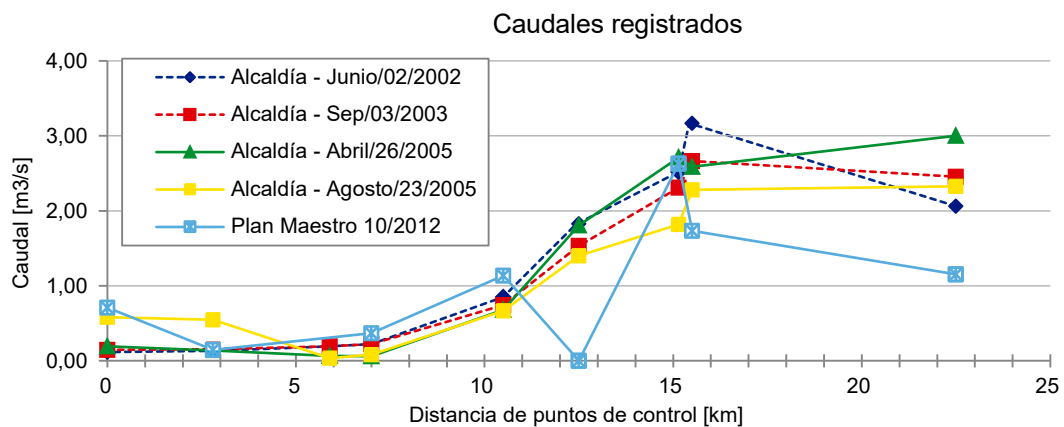
PUNTOS	DESCRIPCIÓN	DISTANCIA [km]	COORDENADAS UTM		ELEVACIÓN [msnm]
			E	N	
1	Alto Achachicala	0	593189	8184019	4112
2	Ingreso Planta EPSA	2,8	590720	8179812	3802
3	Descarga del matadero	5,9			
4	Descarga Ind. Venado	7	591489	8177306	3692
5	Puente Av. Del Ejército	10,5	594169	8174568	3460
6	Surtidor Costanera	12,5	594619	8173380	3385
7	Puente Z. Amor de Dios	15,15	596914	8171035	3240
8	Puente Aranjuez	15,5	596979	8169514	3181
9	Puente de Lipari	22,5	599816	8163822	3023
Trib 1	Río San pedro	-	-	-	-
Trib 2	Río Cotahuma	-	-	-	-
Trib 3	Río Orkojahuirá	-	-	-	-
Trib 4	Río Irpavi	-	-	-	-
Trib 5	Río Huayñajhuira	-	-	-	-

Fuente: Elaboración Propia

4. Materiales y métodos

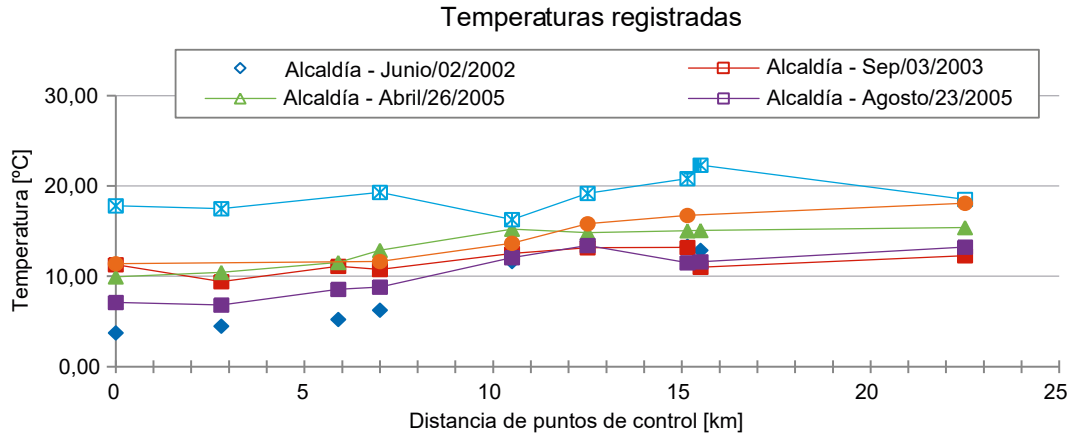
La información utilizada se basa en recopilación de estudios realizados en el río Choqueyapu a nivel de caudales, temperatura y coliformes como se muestra a continuación (ver figuras 2, 3, 4 y 5):

Figura 2. Caudales registrados [m³/s] Vs. Puntos de control [Km] – río Choqueyapu – La Paz



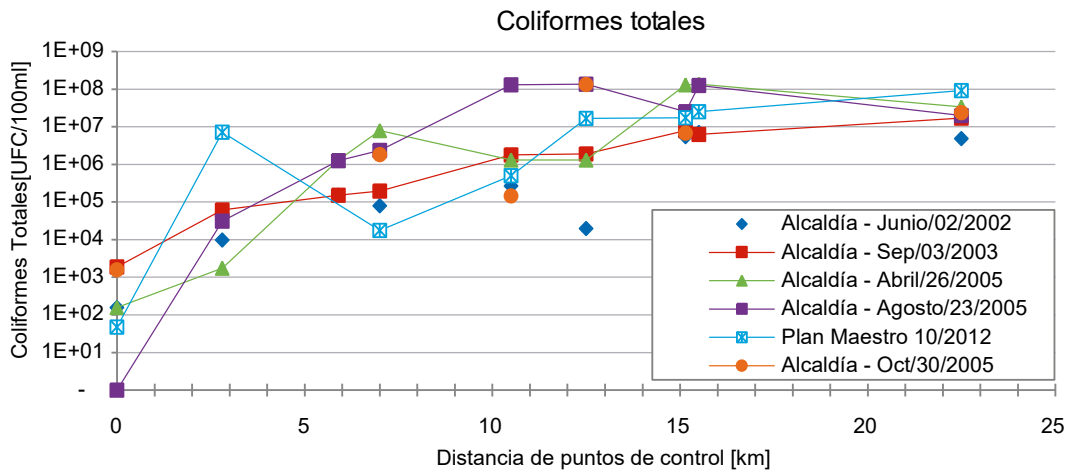
Fuente: Elaboración Propia

Figura 3. Temperaturas registradas [°] Vs. Puntos de control [Km] – río Choqueyapu – La Paz



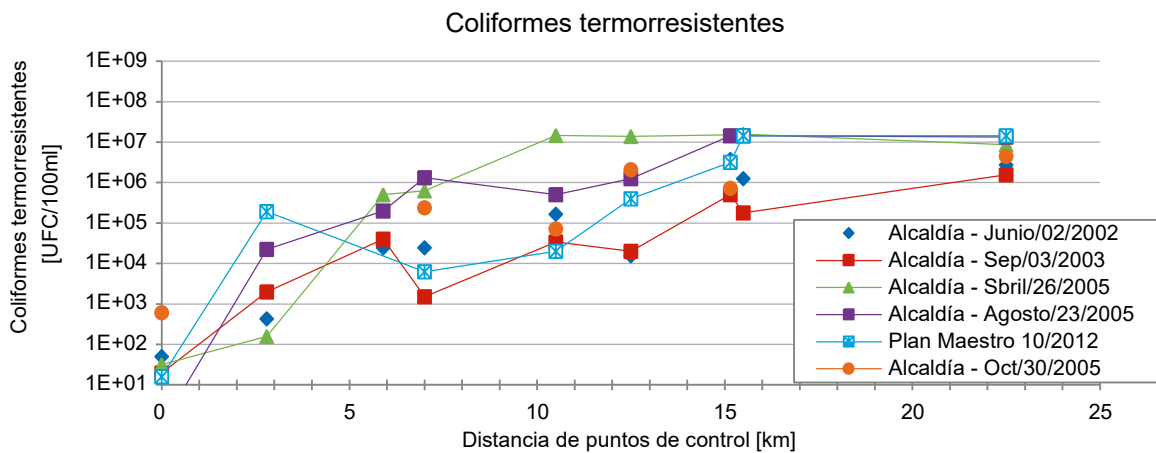
Fuente: Elaboración Propia

Figura 4. Coliformes totales [UFC/100ml] Vs. Puntos de control [Km]



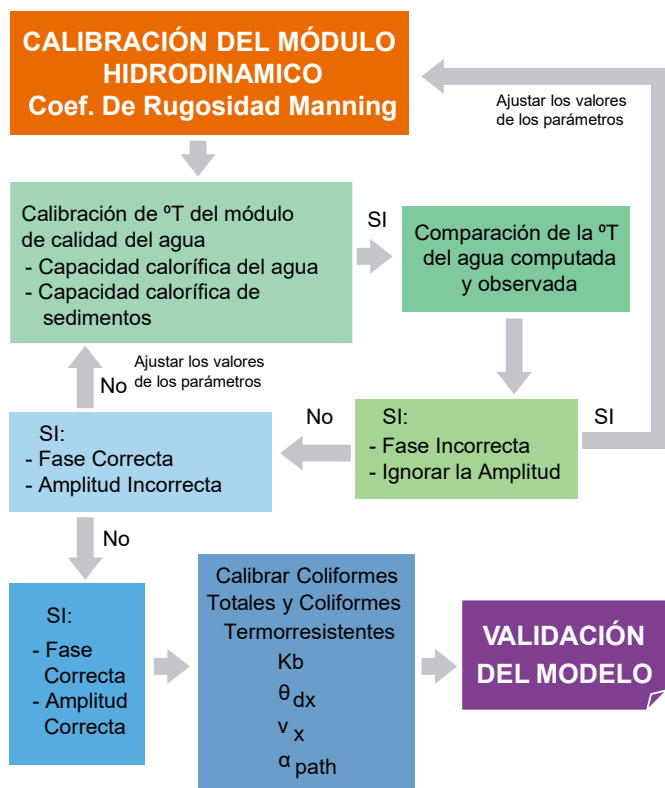
Fuente: Elaboración Propia

Figura 5. Coliformes termorresistentes [UFC/100ml] Vs. Puntos de control [Km]



Fuente: Elaboración Propia

El modelo utilizado en la investigación es QUAL2K desarrollado por Steve Chapra, Greg Pelletier y Hua Tao para determinar la calidad de agua de ríos y arroyos. Se desarrollaron los procesos de segmentación del río, definición de cargas (difusas y puntuales); balances de masa y de temperatura y balances de coliformes totales y termoresistentes. Se definieron las características hidráulicas y los datos de entrada al modelo, para posteriormente desarrollar la calibración y la validación del mismo (ver esquema de trabajo abajo).



5. Resultados y discusiones

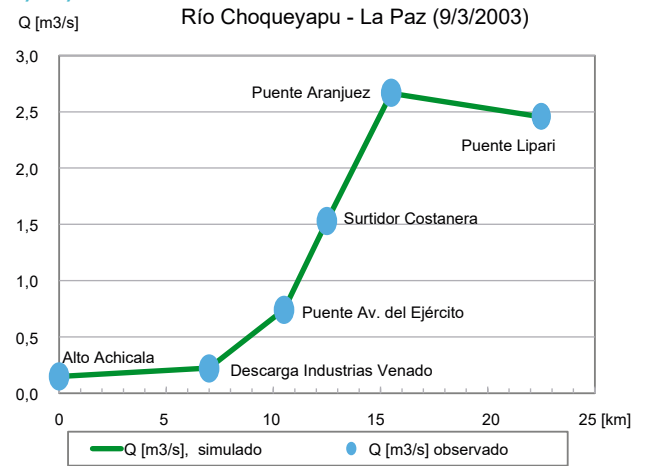
Calibración y validación

Caudal

Se pudo evidenciar que ligeras variaciones entre los datos observados y simulados

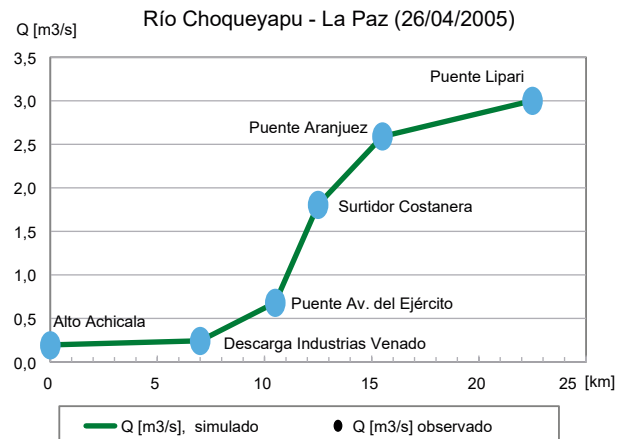
campanas 2003 y 2005, como se muestra en la figuras 6 y 7.

Figura 6. Resultados de la Simulación del Caudal - campaña 03/09/2003



Fuente: Elaboración Propia

Figura 7. Resultados de la Simulación del Caudal - campaña 26/04/2005

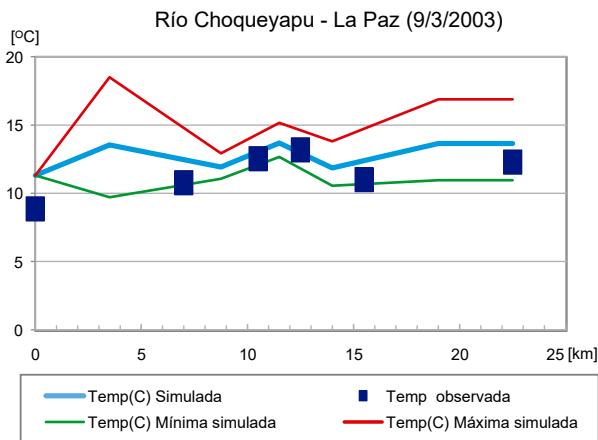


Fuente: Elaboración Propia

Temperatura

Como resultado del análisis de regresión el coeficiente de correlación obtenido para esta variable en la etapa de calibración del modelo, fue $R^2 = 0.3418$, lo cual evidencia una bondad de ajuste regular entre la curva generada y los datos observados (figura 8).

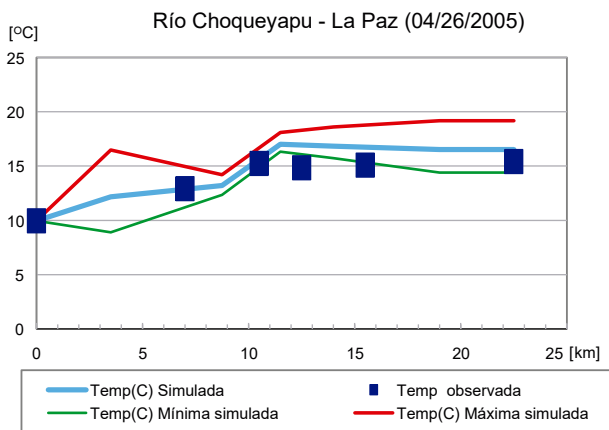
Figura 8. Resultados de la Calibración del Perfil Térmico – campaña 03/09/2003



Fuente: Elaboración Propia

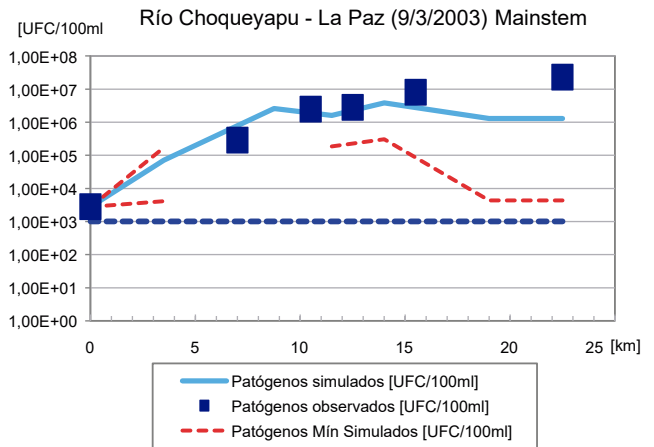
Para la campaña 2005 el análisis de regresión el coeficiente de correlación obtenido para esta variable para la validación del modelo, fue $R^2 = 0.9241$, lo cual evidencia una excelente bondad de ajuste entre la curva generada y los datos observados (figura 9)

Figura 9. Resultados de la Calibración del Perfil Térmico – campaña 26/04/2005



Fuente: Elaboración Propia

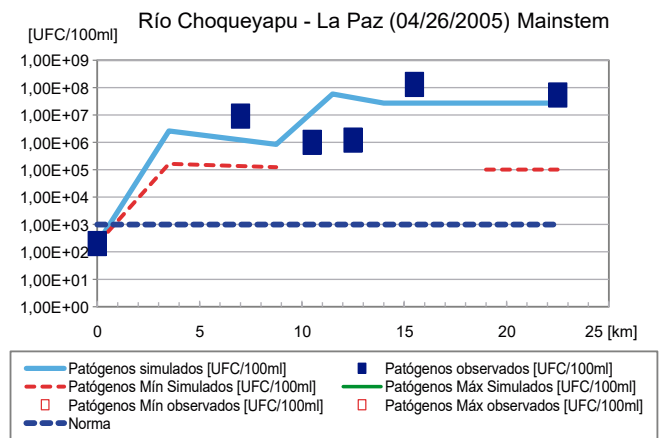
Figura 10. Concentración de Coliformes totales en el río Choqueyapu – campaña 03/09/2003



Fuente: Elaboración Propia

El análisis del coeficiente de correlación obtenido para los coliformes totales en la calibración del modelo, fue $R^2 = 0.8407$, lo cual evidencia una bondad buena de ajuste entre la curva generada y los datos observados (figura 10) por lo tanto se considera que las predicciones del modelo son tan acertadas como la media de los datos observados.

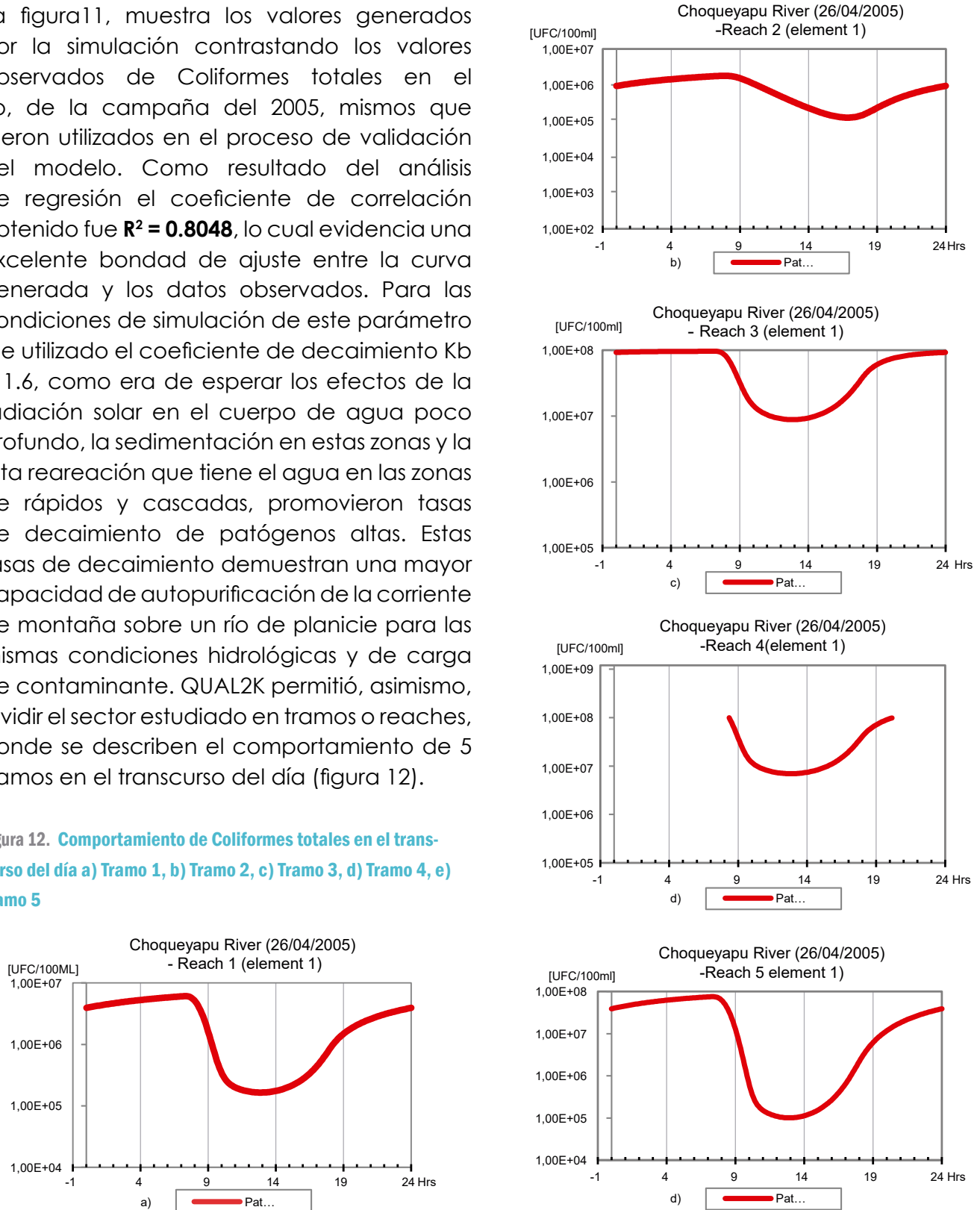
Figura 11. Concentración de Coliformes totales en el río Choqueyapu – campaña 26/04/2005



Fuente: Elaboración Propia

La figura 11, muestra los valores generados por la simulación contrastando los valores observados de Coliformes totales en el río, de la campaña del 2005, mismos que fueron utilizados en el proceso de validación del modelo. Como resultado del análisis de regresión el coeficiente de correlación obtenido fue $R^2 = 0.8048$, lo cual evidencia una excelente bondad de ajuste entre la curva generada y los datos observados. Para las condiciones de simulación de este parámetro fue utilizado el coeficiente de decaimiento $K_b = 1.6$, como era de esperar los efectos de la radiación solar en el cuerpo de agua poco profundo, la sedimentación en estas zonas y la alta reareación que tiene el agua en las zonas de rápidos y cascadas, promovieron tasas de decaimiento de patógenos altas. Estas tasas de decaimiento demuestran una mayor capacidad de autopurificación de la corriente de montaña sobre un río de planicie para las mismas condiciones hidrológicas y de carga de contaminante. QUAL2K permitió, asimismo, dividir el sector estudiado en tramos o reaches, donde se describen el comportamiento de 5 tramos en el transcurso del día (figura 12).

Figura 12. Comportamiento de Coliformes totales en el transcurso del día a) Tramo 1, b) Tramo 2, c) Tramo 3, d) Tramo 4, e) Tramo 5



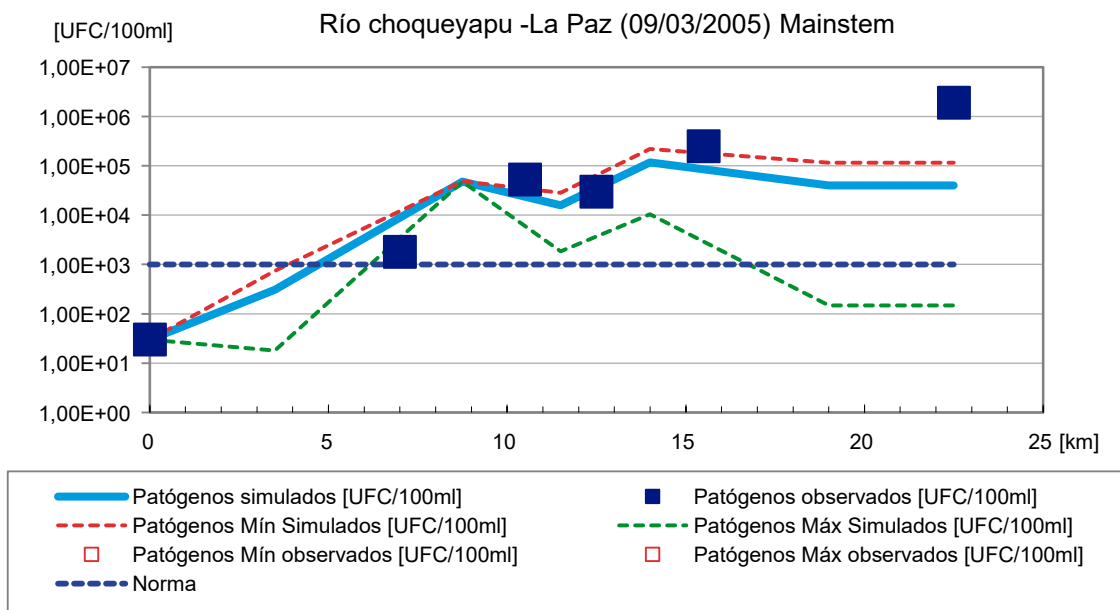
Fuente: Elaboración Propia

La tendencia del comportamiento del decaimiento bacteriano en cada tramo es coherente con el transcurrir del día, ya que uno de los factores más importantes que influye en la mortandad de patógenos es la radiación solar, por lo que se demuestra que en horarios donde la radiación es mayor la mortandad de patógenos también será mayor. La figura 12 a), b), c), d) y e) muestran un descenso de la concentración de Coliformes totales desde las 8:00 horas de la mañana hasta las 18:00 horas, debido a que en ese horario existe una alta cantidad de radiación solar, especialmente en época seca, posteriormente las concentraciones aumentan hasta repetir el ciclo. Los factores que influyen en el decaimiento bacteriano aparte de ser la radiación solar, son: la temperatura del ambiente, el viento, punto de rocío, la cobertura de nubes y la sombra.

Coliformes termorresistentes

Las concentraciones de Coliformes termorresistentes en todo el río están por encima de la Norma Boliviana de uso para riego (1000UFC/100ml), norma vigente en la actualidad. Las concentraciones aumentan progresivamente desde el punto estudiado (aguas arriba de la cabecera principal) hasta el último punto estudiado (aguas abajo de la cabecera principal). La simulación realizada para este parámetro identifica los puntos de quiebre y puntos donde existe una contaminación elevada de Coliformes termorresistentes. El proceso de calibración del modelo, mostró un coeficiente de correlación de $R^2 = 0.8768$, que indica una buena bondad de ajuste entre la curva generada y los datos observados.

Figura 13. Concentración de Coliformes termorresistentes en el río Choqueyapu - campaña 03/09/2003

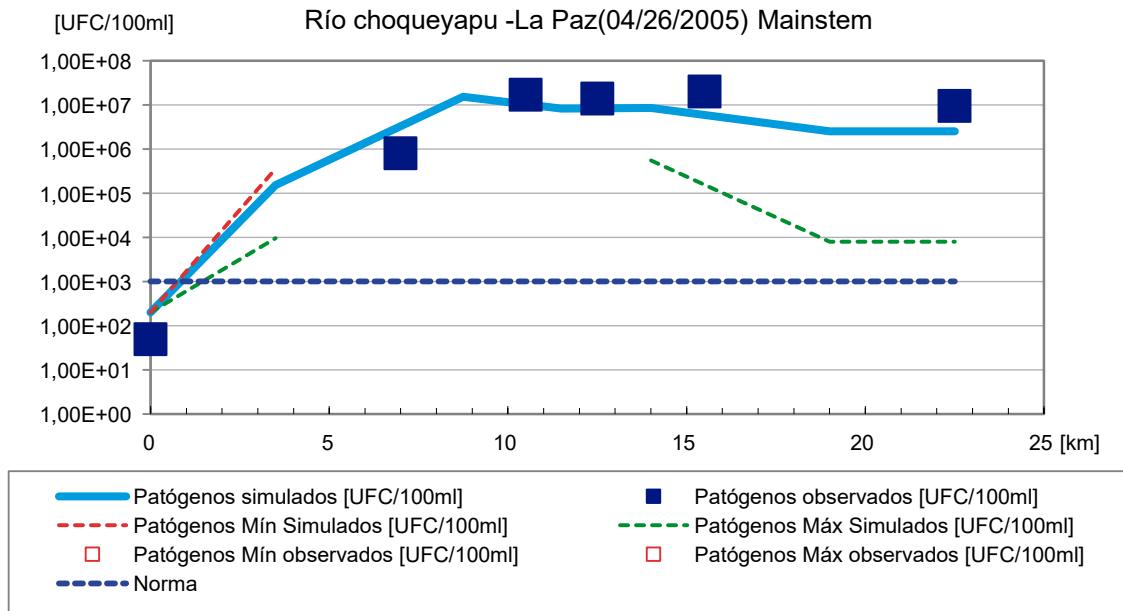


Fuente: Elaboración Propia

La figura 14, muestra los valores generados por la validación contrastando con los valores observados de Coliformes Termorresistentes en el río, de la campaña del 2005. Como resultado

del análisis de regresión el coeficiente de correlación obtenido para esta variable en la validación del modelo, fue $R^2 = 0.8263$, lo cual evidencia una excelente bondad de ajuste.

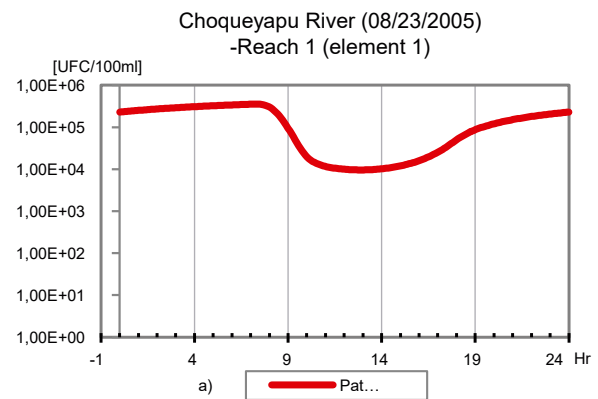
Figura 14. Concentración de Coliformes termorresistentes en el río Choqueyapu – campaña 23/08/2005



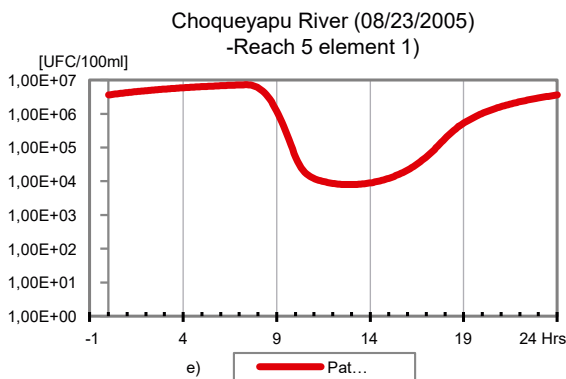
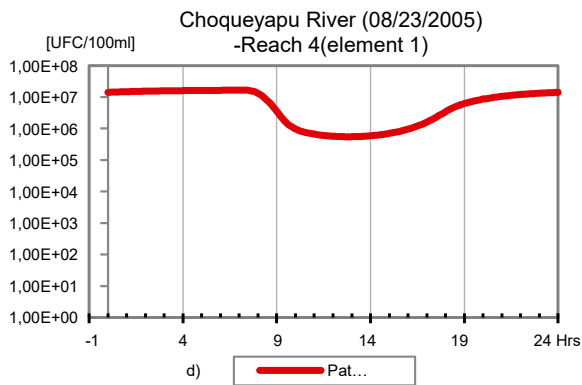
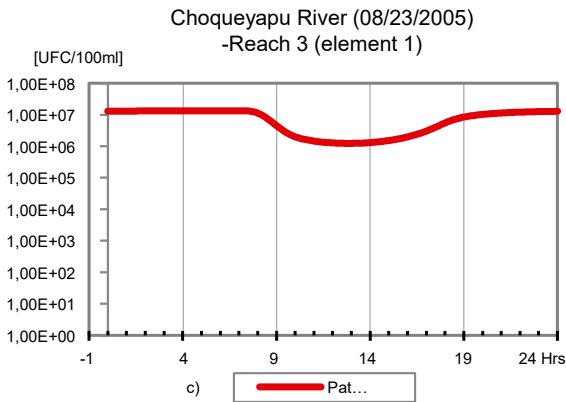
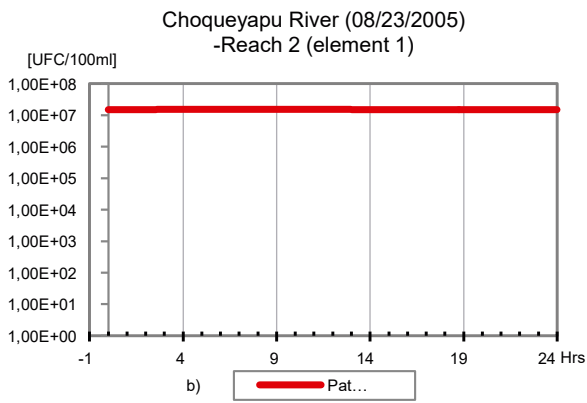
Fuente: Elaboración Propia

El comportamiento de la concentración de Coliformes termorresistentes en el transcurso del día, en cada tramo, es coherente con el transcurrir del día, ya que como se señaló uno de los factores más importante que influye en la mortandad de patógenos es la radiación solar. La figura 15 a), b), c), d) y e) muestran un descenso de la concentración de Coliformes termorresistentes desde las 8:00 horas de la mañana hasta las 18:00 horas.

Figura 15. Comportamiento de Coliformes termorresistentes en el transcurso del día a) Tramo 1, b) Tramo 2, c) Tramo 3, d) Tramo 4, e) Tramo 5



Fuente: Elaboración Propia



El coeficiente de decaimiento K_b es 1.6, también para los Coliformes termorresistentes.

Las incertidumbres obtenidas en el intento de reproducir la serie de datos observados, son atribuibles a las siguientes causas:

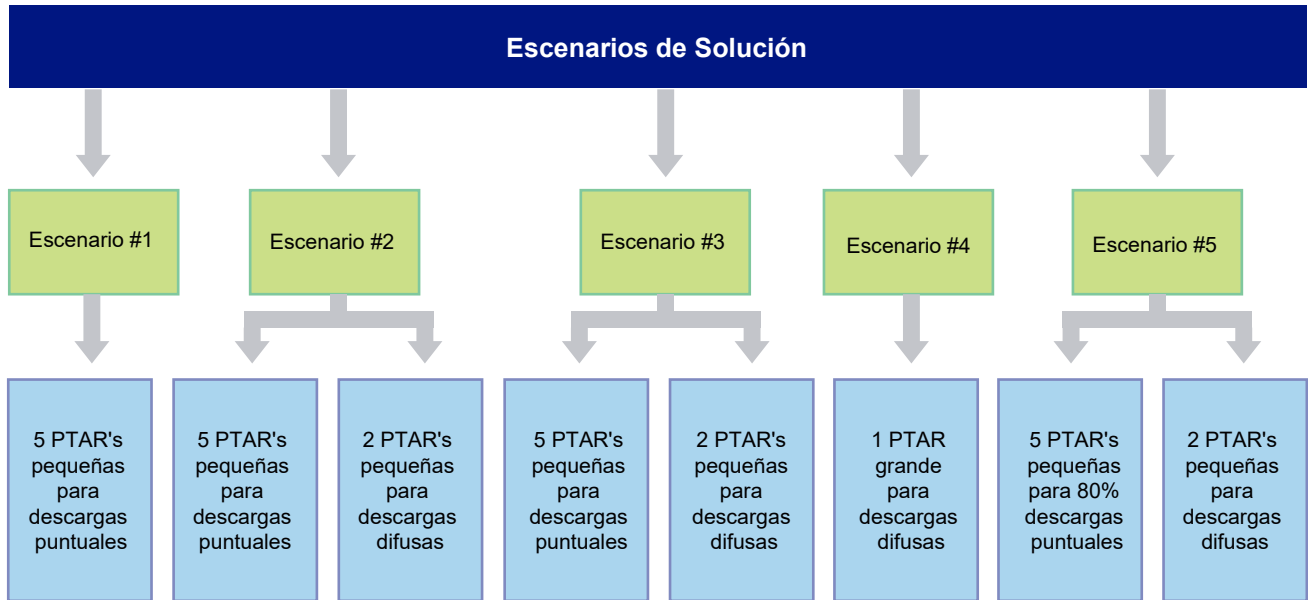
- La variabilidad de las condiciones hidráulicas e hidrológicas presentes en las dos campañas que sirvieron para calibrar y validar el modelo.
- La falta de precisión de los datos de campo. Discrepancias entre los datos simulados y observados no son tan grandes cuando los datos de campo son tomados con mayor precisión, no obstante, al tratarse de mediciones ecológicas, desafortunadamente el error en su determinación es una fundamental característica. (LAVADENZ, 2007).

Simulación de escenarios de solución

La simulación de la calidad bacteriológica del río Choqueyapu – La Paz en el modelo QUAL2K, mostró que existe un grado de contaminación de patógenos muy riesgosa, por lo que la intervención y el análisis de saneamiento, fue desarrollado considerando las fuentes de contaminación que tiene cada tramo (según el análisis de balance de masas y contaminantes realizados para la validación del modelo). Se consideró como meta a alcanzar que el río Choqueyapu, en la parte urbana, debe ser catalogada como cuerpo de agua CLASE C, debido a que debería ser empleado para recreación de contacto primario y abastecimiento industrial, entre otras actividades del sector. A su vez el uso del agua durante el recorrido en las zonas de río Abajo,

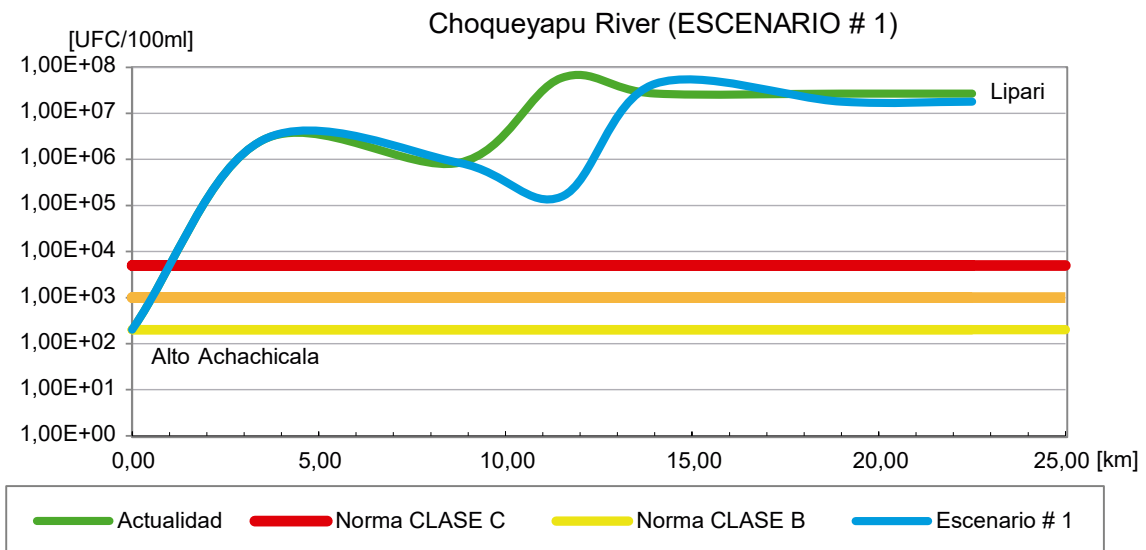
son especialmente para riego de hortalizas y fruta de cáscara delgada, además de ser empleadas para la recreación de contacto primario y abastecimiento industrial, por lo que este cuerpo de agua debe ser catalogado en esta zona como CLASE B

Una vez identificados los puntos sensibles, donde existe mayor descarga de contaminante, se analizaron 5 escenarios de estudio (ver esquema abajo).



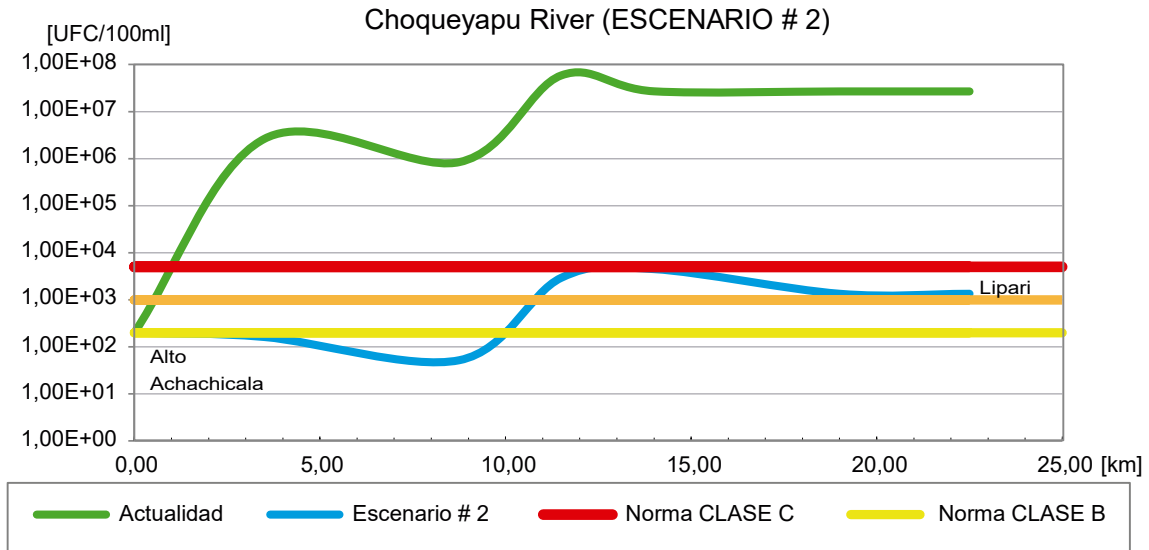
Se puede evidenciar en las figuras (16 a la 20) el resultado de cada escenario en términos de eficiencia usando QUAL2K.

Figura 16. Simulación de Coliformes totales bajo Escenario #1



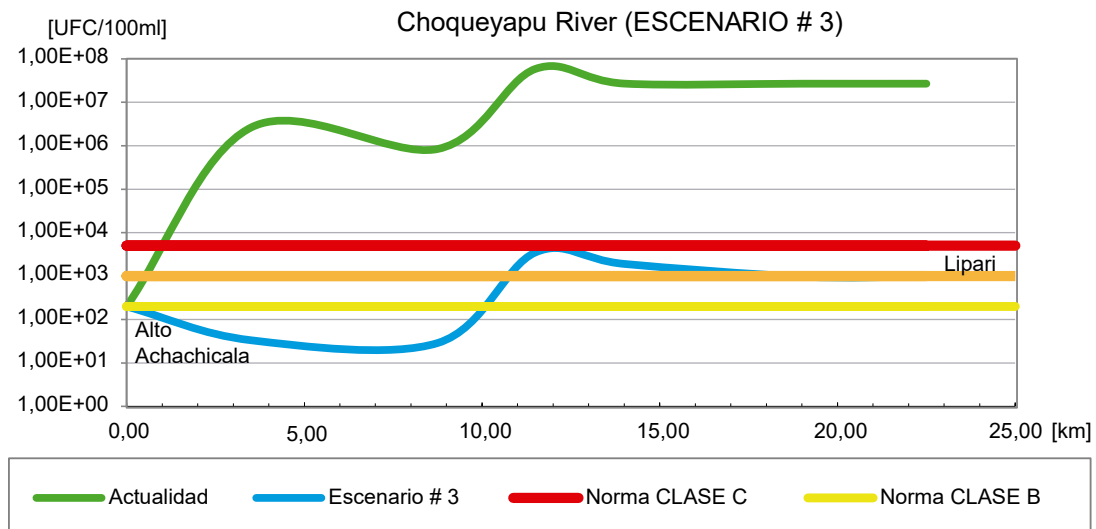
Fuente: Elaboración Propia

Figura 17. Simulación de Coliformes totales bajo Escenario #2



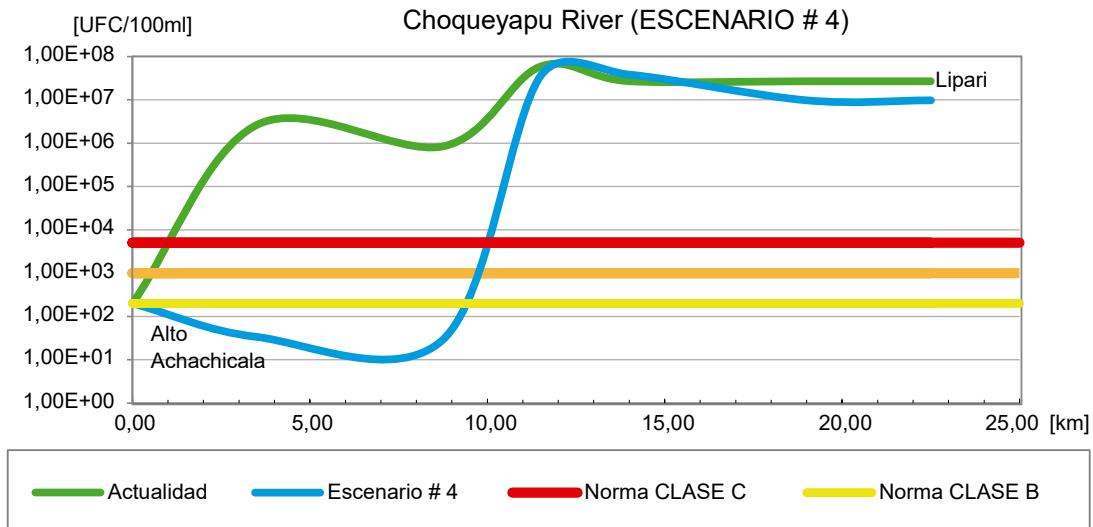
Fuente: Elaboración Propia

Figura 18. Simulación de Coliformes totales bajo Escenario #3



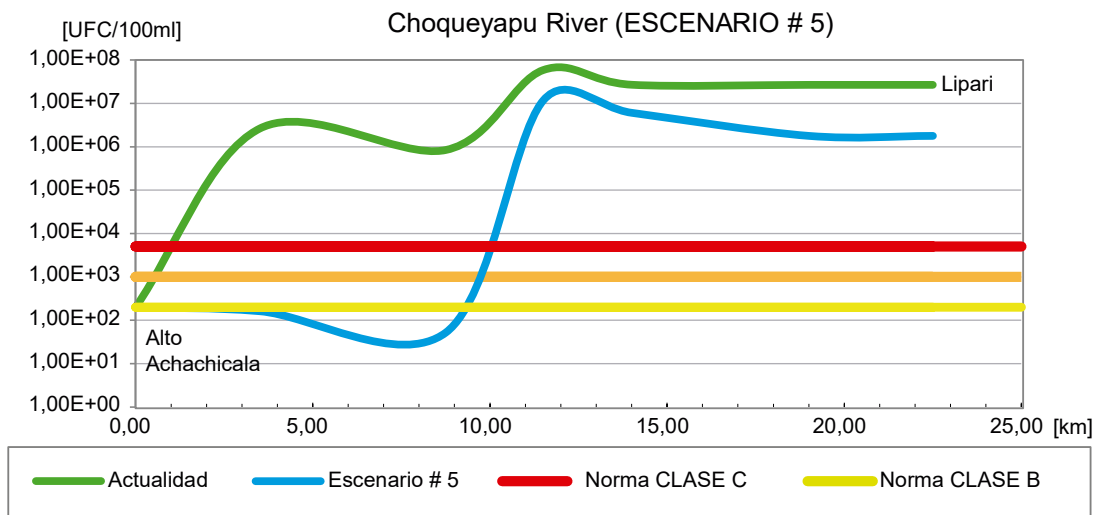
Fuente: Elaboración Propia

Figura 19. Simulación de Coliformes totales bajo Escenario #4



Fuente: Elaboración Propia

Figura 20. Simulación de Coliformes totales bajo Escenario #5



Fuente: Elaboración Propia

Los escenarios #2 y #3 cumplen con los objetivos de saneamiento, su dificultad de implementación radica en que se requiere terrenos urbanos para la construcción de las PTAR descentralizadas, aparte de ser escenarios que tienen mayor costo.

6. Conclusiones

1. La modelación de Coliformes es considerada tradicionalmente como una variable de simulación arbitraria, es decir posee mayor grado de incertidumbre, por lo que coeficientes de correlación

- mayores a 0.4 son bastante certeros y precisos en el análisis de los mismos.
2. La calibración y validación objetiva del modelo de decaimiento de patógenos permitió caracterizar hidráulica y bacteriológicamente los tramos de manera adecuada. Se obtuvieron ajustes a los datos observados de Coliformes totales y termorresistentes muy satisfactorios, con coeficientes de correlación que oscilan de 0,8 a 0,9, coeficientes muy satisfactorios para la simulación de patógenos.
 3. Las altas tasas de decaimiento (tasas >1) demuestran una mayor capacidad de autopurificación de la corriente de montaña sobre un río de planicie para la misma condición hidrológica y de carga contaminante. En la investigación se asumió una tasa de decaimiento de patógenos de $K_b = 1.6$.
 4. El análisis del coeficiente de correlación, para la etapa de validación y calibración, no consideró los datos del tramo 5, debido a que al momento de introducir datos al modelo se supuso que en este tramo no existían cargas difusas que incrementen en caudal y contaminante el curso del río, puesto que la simulación decae en el último tramo.
 5. La sensibilidad del modelo no solo depende de los coeficientes de decaimiento, depende de todos los datos en general, ya que existe una relación entre todos los componentes del modelo.
 6. Los resultados de calibración y verificación del modelo Q2K, se consideran adecuados y suficientemente precisos.
 7. Los escenarios #2 y #3, fueron las propuestas que obtuvieron mejor grado de saneamiento y a la vez de intervención de las aguas, ambas presentaron un plan de intervención intensiva que requiere un gran costo.
 8. El escenario #3, fue la alternativa elegida como la mejor propuesta, ya que se encuentra dentro la clasificación de cuerpo de agua CLASE C, y que permite implementar una PTAR en Mallasa, recogiendo todas las descargas difusas y 5 PTAR's para descargas puntuales.
 9. Los costos de implementación de la alternativa elegida son bastantes altos (82 millones de \$us), sin embargo no se puede detectar otras alternativas de bajo costo que demuestren eficiencias mayores

7. Referencia bibliográficas

- US. EPA (2014).** Model Report. Retrieved abril 3, 2014, from EPA: http://cfpub.epa.gov/crem/knowledge_base/crem_report.cfm?deid=75862
- BOWIE, G. L., et al. (1985).** Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling (2th edition). Georgia.
- BROWN, L. C., & BARNWELL, T. O. (1987).** The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QAUAL2E-UNCAS. Georgia.
- C. G. (2013).** Contaminación Ambiental en la cuenca del río La Paz. Auditoría Ambiental, Contraloría General del Estado, La Paz, La Paz.

- CAMACHO, L. A., & CANTOR, M. M. (2006).** Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña Colombiano. Medellín.
- CHAPRA, S. C. (1997).** Surface Water-Quality Modeling. New York: McGraw-Hill.
- CHAPRA, S., PELLETIER, G., & TAO, H. (2008).** QUAL2K: a modelling Framework for simulating river and stream water quality. Documentation and User manual, Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.
- COAQUIRA, M., & SULLCA, J. Paz O. (2003).** Evaluación estadística y aplicación de un Software para el seguimiento de la contaminación del Río Choqueyapu (1974-2001). Proyecto de grado, UMSA, La Paz, La Paz.
- DE OLIVEIRA SILVINO, A., SILVEIRA, A., ALMEIDA SANTOS, A., SANCHES, L., & DE ANDRADE LIMA, C. A. (2009).** Modelagem de escherichia coli utilizando QUAL2K para a bacia do rio Coxipó-MT. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- GONZALES G., M. I. (n.d.).** Uso seguro y riesgos microbiológicos del agua residual para la agricultura.
- JICA. (1993).** Estudio para el control de la contaminación del agua de los ríos en la ciudad de La Paz. La Paz.
- LAVADENZ, L. A. PAZ O. (2007).** Análisis de sensibilidad de escenarios de calidad del Río Choqueyapu. Maestría en Ingeniería Sanitaria, UMSA, La Paz, La Paz.
- LEON, G. (1995).** Tratamiento de aguas residuales: objetivos y selección de tecnologías en función al tipo de reúso. CEPIS/OPS.
- M. &. (1995).** Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización (3ra ed., Vol. 1). USA: McGraw Hill.
- MATTOS GUTIERREZ, S. R. PAZ O. (2004).** Evaluación y comparación del comportamiento de modelos de calidad de agua - Estudio del caso del Río Choqueyapu. Proyecto de Grado, UMSA, La Paz, La Paz.
- MAYA, D. G. (2004).** Estudio de alternativas de desinfección para el control de patógenos en el río Bogotá. Tesis de maestría, Universidad de Los Andes.
- Miliarum, A. S. (n.d.).** Miliarum.com. Retrieved April 28, 2015, from <http://www.miliarum.com>
- MMAYa. (2012).** Plan Maestro Metropolitano de Agua Potable y Saneamiento La Paz - EL Alto, Bolivia. La Paz.
- OPS-OMS. (1995).** Manual de desinfección: Guías para la selección y aplicación de tecnologías de desinfección del agua en pueblos pequeños y comunidades rurales en América Latina y el Caribe. División de Salud y Ambiente, Washington.
- PAZ, O. (1999).** Modelación Ecológica de un río. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.
- PAZ, O. (2002).** Elementos Metodológicos para la investigación, aplicados a la ingeniería Sanitaria y Ambiental. La Paz.
- PRAKASH, R. K., Lee, S., Lee, Y.-S., Kanel, S., & Pelletier, G. (2007).** Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and

management in the Bagmati river, Nepal. Korea: ScienceDirect.

RIVERA G., J. V. (2011). Evaluación de la materia orgánica en el río Frío soportada en el QUAL2K versión 2.07. Medellín.

RIVERA, J. V. (2011). Evaluación de la materia orgánica en el río Frío soportada en el Qual2K versión 2.07. Universidad Nacional de Colombia. redalyc.org.

ROJAS A., A. F. (2011). Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia.

ROJAS, N., Sánchez, A., Matiz, A., Salcedo, J. C., Carrascal, A. K., & Pedroza, A. (2010). Evaluación de tres métodos para la inactivación de Coliformes y Escherichia coli presentes en agua residual doméstica, empleada para riego. Tesis de Maestría, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

SENAMHI. (2005). El sistema climático en Bolivia.

SENAMHI. (2007). Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología. Retrieved 12 20, 2014, from <http://www.senahmi.gov.bo>

SOATAERT, K., & HERMAN, P. (2001). Ecological Modelling. N.I.O.O. - C.E.M.E.

TORRES, J. A., & Camacho, L. A. (2008). Metodología para determinar el decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña. XXIII Congreso Latinoamericano de hidráulica Cartagena de Indias Colombia, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

VERA, I. L. (2007). Aplicación de optimización mediante algoritmos genéticos para la calibración de modelo Qual2K como una aproximación a la modelación de la calidad del agua de los principales ríos de la zona urbana de Bogotá D. D. Tesis de maestría, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

VON SPERLING, M. (2005). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos (tercera edicion ed.). Belo Horizonte: UFMG.

Wikipedia. (n.d.). Retrieved 05 28, 2015, from coliforme: <https://es.wikipedia.org/wiki/Coliforme>

WRDMAP, U. (2010). Advisory Note 1.5: Use of Qual2K Quality Model in IWRM Planning. CHINA.

“REDUCCIÓN DEL FLÚOR EN SOLUCIONES SINTÉTICAS EMPLEANDO HUESO CALCINADO Y GRANULADO POR SORCIÓN”

AUTOR Coriza H.⁴

SUMMARY

In several parts of the world, large areas with groundwater are often found which may appear with high amounts of fluoride and waters are generally exploited to meet human consumption needs and pose a health risk when ingested for long periods are toxic. This is because fluoride is an indispensable element for the dental health of the population, but in high concentrations causes fluorosis (Pineda et al. 1998). In Bolivia in Municipality of San Pedro in Santa Cruz Department, there are sources of drinking water supply with concentrations of fluorine that exceed the maximum level allowed by the Bolivian Standard (NB-512). Investigations have shown that the presence of fluoride in groundwater causes: colored teeth, veins and bone fluorosis, consistent with conditions reported by the local population in San Pedro.

Faced with this problem, it is necessary to look for a method of de-fluoridation taking into account both technical and economic aspects. The carbon of bone has been considered as a potential adsorbent for the defluoración of the water and is the one that was used for the investigation. According to the experimental data obtained in the laboratory of the calcined bone treated for an optimum dose of 9.5 gr / L of calcined bone, for a size of 0.19 mmm (sieve N° 16) it is observed that it reaches better values of removal of FLUOR in the order of 63% and with an initial concentration of 4 mg/L of fluorine (synthetic sample) at fluorine concentrations below 1.5 mg/L, for an optimum contact time of 30 minutes and a gradient Optimum speed of 80 rpm, comparing with the norm NB-512 it is possible affirm that it is within the limit allowed.

RESUMEN

En diversas partes del mundo, es frecuente encontrar grandes zonas con aguas subterráneas que pueden aparecer con cantidades elevadas de fluoruro y estas aguas generalmente son explotadas para satisfacer las necesidades de consumo humano y representan un riesgo para la salud, al ser ingeridas por largos periodos resultan tóxicas. Esto es debido a que el fluoruro es un elemento indispensable para la salud dental de la población, pero en altas concentraciones provoca fluorosis (Pineda y otros 1998). En Bolivia, en el Municipio de San Pedro del departamento de Santa Cruz, existen fuentes de suministro de agua potable con concentraciones de flúor que exceden el nivel máximo permitido por la Norma Boliviana (NB- 512). Investigaciones realizadas han demostrado que la presencia de flúor en agua subterránea provoca: dientes coloreados, veteados y fluorosis ósea, esto consistente con condiciones reportadas por la población local en San Pedro.

Ante esta problemática se plantea la necesidad de buscar un método de desfluorización teniendo en cuenta tanto aspectos técnicos como económicos. El carbón de hueso se ha considerado como un potencial adsorbente para la defluoración del agua y es el que se utilizó para la investigación. De acuerdo a los datos experimentales obtenidos en laboratorio del hueso calcinado tratado para una dosis óptima de 9,5 gr/L de hueso calcinado, para un tamaño de 0,19 mm (tamiz N° 16) se observa que alcanza mejores valores de remoción de FLUOR en el orden del 63% y con una concentración inicial de 4 mg/L de fluor (muestra sintética) a valores de concentración de flúor menores de 1,5 mg/L, para un tiempo de contacto óptimo de 30 minutos y un gradiente óptimo de velocidad de 80 rpm, comparando con la norma NB-512 se puede afirmar que se encuentra dentro del límite permitido.

Palabras Clave: Hueso calcinado, fluorosis, Flúor, Muestra sintéticas, sorción.

1. Introducción.

En el mundo por lo menos 25 países padecen fluorosis endémica. En la India 15 de los 32 estados se han identificado como endémicos para esta enfermedad, más de 6 millones de personas son seriamente afectadas por fluorosis y otras 62 millones están expuestas a ella (Mohapatra y otros 2004). En México aproximadamente el 6% de la población es afectada por el fluoruro contenido en el agua subterránea (UNICEF, 2004). En Durango el 84% de los pozos que abastecen de agua a los habitantes de Guadiana excede del límite (1.5 mg/l) para el 35% de la población y en áreas donde el fluoruro excede a 12 mg/l, sufren daños severos, los niños en edad escolar muestran fluorosis dental, (Alarcón, 2002), el 33% de la población adulta presenta un alto grado de afección severa.

Fig. 1. Fluorosis consecuencias del exceso de flúor en los dientes y osteroporosis



Fuente: Poze Medicales.org

El fluoruro es un elemento indispensable para el mantenimiento de la salud dental de la población pero altas concentraciones provocan fluorosis. Las guías de calidad de agua para consumo humano, indican como valor guía 1,5 mg/L según OMS y Norma Boliviana 512. Existen varios métodos para la eliminación de fluoruro, como precipitación, adsorción, intercambio iónico y procesos de membrana como; osmosis inversa, nanofiltración, electrodiálisis y la técnica de Nalgonda que se basan en la adición de un álcali, cloruro, sulfato de aluminio o cloruro de aluminio o ambos (Mohapatra y otros 2004). El carbón de hueso es la técnica más efectiva para la remoción en aguas con altas concentraciones de fluoruro, la utilización de altas concentraciones de aluminio para la eliminación de fluoruro no es efectiva, por el incremento de aluminio en el agua tratada (Mjengera 2000).

La capacidad de adsorción de fluoruro en hueso calcinado con mayor potencial se obtiene cuando las partículas de hueso son pequeñas (0.5 a 1 mm) y la temperatura de incineración del hueso es de 500 °C durante 2 horas (Kaseva 2006). El carbón de hueso se obtiene de huesos de animales molidos (como el fémur de la res) que se han carbonizado para quitarle toda la materia orgánica. Entre los mayores constituyentes del hueso calcinado se encuentran el fosfato de calcio, carbonato de calcio y carbón activado. El mecanismo de remoción de fluoruros en este material implica reemplazar el carbonato de los huesos calcinados por el ión fluoruro. El método de preparación del hueso es crucial para que tenga una buena capacidad de captación de fluoruro y la calidad del agua tratada (OPS, 2005). Recientemente, el carbón de hueso ha despertado mucho la atención de la industria de tratamiento de aguas residuales, debido a sus ventajas sobre otros adsorbentes. Una de las ventajas es que el carbón de hueso es relativamente barato, ya que está hecho de huesos que han sido desechados por la industria alimentaria. La otra ventaja es que el carbón de hueso ha sido demostrado como un adsorbente versátil para una amplia variedad de contaminantes, incluyendo metales pesados, fluoruros, arseniato y colorantes (Pan y cols., 2009).

9. Objetivos

Objetivo General

Estudiar la remoción del Flúor en soluciones sintéticas usando hueso calcinado y granulado y remover a niveles establecidos por la Norma de Agua Potable NB 512.

Objetivos Específicos.

- Preparación del hueso calcinado y granulado.
- Establecer la dosis óptima del hueso calcinado y granulado para la disminución del flúor.
- Determinar la eficiencia de sorción del hueso pretratado.

2. Marco Teórico

Existen varios métodos para la eliminación de fluoruro, como precipitación, adsorción, intercambio iónico y procesos de membrana. La remoción de fluoruro es factible con sulfato de aluminio pero requiere de dosis muy elevadas e indican la importancia de mantener el pH entre 6 y 7 para obtener una mejor eliminación de fluoruro. (Bischof y Sansoucy, 1979). La utilización de sulfato de aluminio o Alúmina activada ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) y óxido de calcio (CaO), mezclados y adicionados al agua contaminada con fluoruro y con una agitación permite que se formen flóculos de hidróxido de aluminio que se remueven por simple sedimentación, esta técnica es conocida como Nalgonda.

La utilización de carbón hueso como método de remoción de fluoruros fue desarrollado en Dinamarca y consiste en mezclar fosfato de sodio dihidrogenado hidratado ($NaH_2PO_4 \cdot H_2O$) y cloruro de calcio ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$) en una columna de agua, la mezcla obtenida forma un lecho de contacto con el hueso calcinado que permite un flujo lento del agua con fluoruros a través de la columna, eliminando el 97.9% de fluoruros en un agua que contenía 11 mg/L con un tiempo de retención de una hora. En el proceso de adsorción, los iones fluoruro son primeramente adsorbidos en la superficie de hidroxiapatita y el fluoruro adsorbido es intercambiado con el grupo superficial OH-

más cercano de la partícula de apatita y luego intercambiado con el grupo móvil de OH- dentro de las partículas de hidroxiapatita, resultando en una muy alta adsorción de fluoruros en la hidroxiapatita que se ilustra en la siguiente reacción (Valenzuela y cols., 2011):

El carbón de hueso es el adsorbente más efectivo para la remoción en aguas con altas concentraciones de F-, la utilización de altas concentraciones de alúmina para la eliminación de fluoruros no es efectiva, por el incremento de aluminio en el agua tratada (Valenzuela y cols., 2011).



El carbón de hueso se ha considerado como un potencial adsorbente para la defluoración del agua. Sin embargo, este adsorbente no se ha aplicado ampliamente debido a los problemas relacionados con el mal sabor del agua tratada, el costo y la disponibilidad de materias primas (Valadez-Araiza y cols., 2011). La capacidad de adsorción de fluoruros en huesos calcinados con mayor potencial de adsorción se obtiene cuando las partículas de hueso son pequeñas (de 0.5 a 1 mm) y la temperatura de incineración del hueso es de 500 °C durante 2 horas (Valenzuela y cols., 2011), y esta capacidad varía entre 2.2 y 11.4 mg de F-/g dependiendo de la concentración inicial de fluoruro en solución y del tipo de carbón de hueso empleado, el carbón de hueso se puede preparar en tres diferentes presentaciones: blanco, gris y negro (Valadez-Araiza y cols., 2011).

3. Marco Práctico

Metodología

Investigación de carácter experimental, inductiva - deductiva donde las variables

independientes fueron las dosis de hueso calcinado y el Flúor inicial, en tanto la dosis de Flúor final la variable dependiente.

Procedimiento

- Preparación del hueso de ganado vacuno (hueso de res).

Pretratamiento del hueso de res

Primeramente los huesos de fémur de res se colocó en un recipiente en agua en ebullición durante 4 horas (como se observa en la fotografía N°2), una vez concluido este tiempo, se procedió a remover la mayor cantidad de materia orgánica presente en los huesos. En la segunda etapa los huesos fueron colocados en una olla a presión durante una hora aproximadamente pasado este tiempo, la mayor cantidad de materia orgánica fue removida de los huesos volviendo a estos de un color muy blanco. Después de estos procedimientos, los huesos se dejaron enfriar en un recipiente de aluminio.

Fotografía N° 1. Hueso de res sin tratamiento



Fotografía N° 2. Hueso de res en proceso de tratamiento



Fotografía N° 3. Hueso de res una vez removida la materia orgánica



Calcinación y trituración de los huesos

Posteriormente se procedió a la calcinación de los huesos ya pre tratados en un horno industrial a una temperatura de aproximadamente 300 °C (como se observa en la fotografía N°4).

Una vez que se dejaron enfriar se procedió al triturado del hueso mediante un mortero y luego se tamizó por las mallas N° 14 (1,41 mm) y N°16 (1,19 mm).

Fotografía N° 4. Calcinación de los huesos y trituración de los huesos



- **Preparación de la muestra sintética de flúor.**

Para la preparación de la solución de Flúor se realizó lo siguiente:

Se pesó 0,3536 gr de Cloruro de Sodio y se disolvió en 40 lt de agua destilada, obteniendo una concentración de Flúor 4 mg/l.

Fotografía N° 5. Muestra Sintética Solución de Flúor.



Procedimiento

Para realizar las pruebas de laboratorio primeramente se preparó el hueso como se muestra en la fotografía 4 se calcino, trituro y tamizo para realizar los ensayos respectivos para lo cual se trabajó con dos tamaños de hueso tratado:

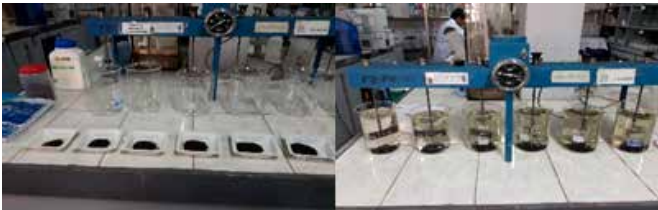
- Método 1 Tamaño 1,19 mm (malla N° 16)
- Método 2 Tamaño 1,41 mm (malla N° 14)

Determinación de la dosis óptima

Para implementar la prueba de Jarras, primeramente se llenaron los 6 vasos de precipitado de un 1 lt con la solución de flúor de concentración de 4 mg/l anteriormente preparado (como se muestra en la Fotografía 6).

Luego se agregó el hueso calcinado y triturado a los 6 vasos de precipitado anteriormente mencionados, posteriormente con ayuda del equipo de jarras se mezcló a 80 rpm, para tiempos comprendidos entre 5 a 180 minutos. Al terminar cada período de tiempo se tomó una muestra de la solución y se determinó su concentración final de flúor.

Fotografía N°6. Determinación de la dosis óptima mediante la prueba de jarras



Determinación del gradiente de velocidad

Una vez que se determinó la dosis óptima, el siguiente paso fue determinar el gradiente óptimo. Para lo cual se realizó el mismo procedimiento anterior. Para las pruebas, se consideró velocidades entre 60, 70 y 80 rpm y se aplicó la dosis óptima encontrada en la anterior prueba a los vasos de precipitado.

Por último se determinó mediante el equipo de espectrofotómetro la concentración final de flúor.

Proceso experimental

Para la parte experimental se utilizó el modelo matemático de Langmuir, donde la mencionada ecuación no describe el mecanismo del proceso de adsorción ya que solamente proporciona información sobre la capacidad de retención del adsorbente y refleja el equilibrio del proceso de adsorción. El modelo es el siguiente:

$$q = q_{max} \frac{b \cdot C_{eq}}{1 + b \cdot C_{eq}}$$

Dónde: q_{max} = Es la captación máxima del sorbato bajo condiciones dadas; por ejemplo (mg/g).

b = Es un coeficiente relacionado a la afinidad entre el sorbente y el sorbato.

C_{eq} = Concentración final en mg/L.

La relación de Langmuir puede ser trazada linealmente graficando $(1/q)$ vs. $(1/C_{eq})$ o C_{eq} vs. (C_{eq}/q)

El modelo de Langmuir se usa a menudo porque contiene dos parámetros (q_{max} y b) y por ello es fácilmente entendible y porque ambos reflejan dos características importantes del sistema de sorción (Holan y Volesky, 1995).

La cantidad retenida por el sorbente se determina a través de la ecuación:

$$q[mg/g] = \frac{V(l) (C_o - C_{eq})[mg/l]}{m[g]}$$

Donde

q = Representa la cantidad en mg, retenida por un gramo de sorbente.

V = Es el volumen de la solución que se ha tomado para realizar el proceso de biosorción. (1 litro)

C_o = Concentración inicial en mg/L.

C_{eq} = Concentración final en mg/L.

m = Es la masa del sorbente en gramos.

4. Resultados

Influencia del tamaño del hueso pre tratado

Se realizó el análisis del tamaño del hueso pre tratado mediante el modelo experimental de Langmuir con la finalidad de determinar la mejor absorción del hueso al flúor en función del tamaño y para esto se utilizó dos tamaños, el primero con tamaño de hueso de 1,19 mm (malla N° 16) y el segundo para el tamaño de hueso 1,41 mm (malla N° 14).

Se empleó el hueso tratado en la prueba de jarras por los dos métodos y se utilizó una concentración inicial de Flúor de 4 mg/L y se obtuvo concentraciones finales menores a 2.55 mg/L de Flúor aplicando el método 2 tamaño de hueso de 1,41 mm como se muestra en la Tabla 1,2 y gráfico 1.

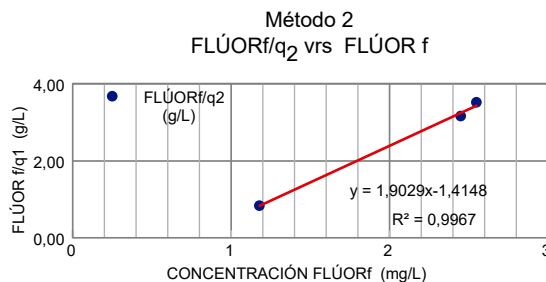
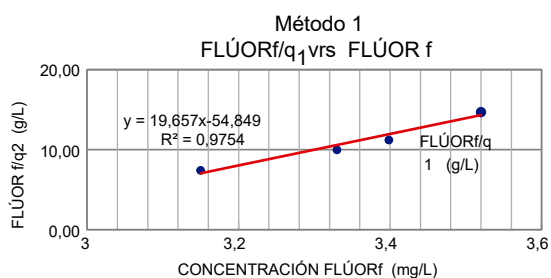
En la tabla 2 y gráfico N°1 muestra la forma lineal de la ecuación de Langmuir, observándose que dicho modelo describe en forma aceptable el proceso de adsorción. Los valores de las constantes $q_{máx}$ y b de la forma lineal del modelo de adsorción de Langmuir se muestran en la tabla 2. Siendo la máxima capacidad de adsorción de flúor ($q_{máx}$) 0.526 mg/g por el método 2 tamaño de hueso calcinado de 1,41 mm correspondiente al tamiz retenido por la malla N°14, respecto al método 1 tamaño de hueso de 1,19 mm (malla N°16), el cual nos permite definir que a mayor tamaño de partícula del hueso calcinado desarrolla mayor la adsorción al flúor.

Tabla N° 1: Evaluación de la capacidad de adsorción de Flúor de hueso calcinado

DOSIS gr	FLÚOR INICIAL (Muestra sintética) mg/L	FLÚOR FINAL Método 1 Tamaño de hueso 1,19 mm (malla n° 16) mg/L	q1 [mg/g] MÉTODO 1	FLÚOR FINAL Método 1/ q1 (g/L)	FLÚOR FINAL Método 2 Tamaño de hueso 1.41 mm (malla n° 14) mg/L	q2 [mg/g] MÉTODO 2	FLÚOR FINAL Método /q2 (g/L)
2	4	3.52	0.24	14.67	1.18	1.41	0.84
2	4	3.15	0.425	7.41	2.45	0.775	3.16
2	4	3.33	0.335	9.94	2.55	0.725	3.52

Fuente: Elaboración propia

Gráficos. N° 1 Forma lineal de la Isotherma de Langmuir



Fuente: Elaboración propia

Tabla N° 2: Proceso de linearización

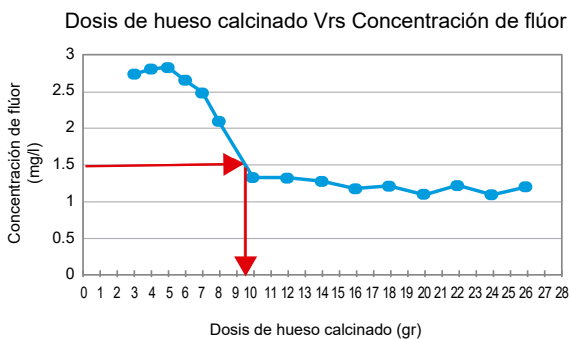
LANGMUIR		
Ecuación de isoterma	Método 2 Tamaño de hueso calcinado de 1,41 mm (Malla N° 14) FLÚOR f/q2 = 1.9029 FLÚOR f - 1.4148	Método 1 Tamaño de hueso calcinado de 1,19 mm (Malla N° 16) FLÚOR f/q1 = 19.657 FLÚOR f - 54.849
R2	0.9967	0.9754
Pendiente (1/q _{max})	1.9029	19.657
Intercepto (1/q _{max} b)	-1.4148	-54.849
q _{max}	0.526	0.051
b	-1.345	-0.358

Fuente: Elaboración propia

Dosis de óptima

El gráfico N° 2 muestra los resultados obtenidos respecto a la dosis de hueso calcinado y la concentración de flúor, para un tiempo de retención de 1 hora y una mezcla de 80 rpm. Con la ayuda del gráfico obtenemos la dosis óptima de 9,5 gr para una concentración permitida por la norma de 1,5 mg/l.

Gráfico N° 2. Dosis de hueso calcinado en función de la concentración de flúor



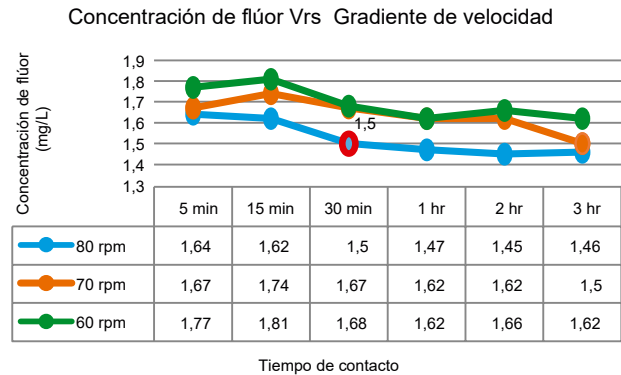
Fuente: Elaboración propia

Determinación del gradiente y tiempo contacto óptimo

El gráfico N° 3 muestra los datos adoptados y valores de Flúor encontrados a partir de

la variación del gradiente de velocidad y el tiempo de contacto. Se observa que se alcanza una concentración de flúor de 1,5 mg/l (límite permitido por norma 512), para una dosis de 9.5 gr de hueso calcinado, gradiente de velocidad G=80 rpm y un tiempo de contacto de t= 30 min.

Gráfico N° 3. Concentración de Flúor en función de gradiente de velocidad y tiempo de contacto



Fuente: Elaboración propia

5. Conclusiones

Para realizar el análisis de eficiencia de los métodos utilizados por el tamaño de partícula de hueso calcinado, se utilizó el modelo de Langmuir, observándose que dicho modelo de adsorción describe en forma aceptable el proceso de biosorción de flúor por cada hueso calcinado tratado. Siendo la máxima capacidad de biosorción de Flúor (q_{máx}) del hueso tratado por el método 2 tamiz N°14 de 0.526 mg/g, respecto al método 1 tamiz N° 16 que es de 0.051 mg/g. Esto permite definir que el método 2 es el más eficiente y que a mayor tamaño de la partícula del hueso calcinado se desarrolla mayor capacidad de adsorción.

De acuerdo a las pruebas realizadas con el equipo de jarras se determinó la dosis óptima, a partir de una concentración inicial de 4 mg/L, un tamaño de hueso tratado de 0.41 mm, tiempo de contacto de 30 minutos y una velocidad de 80 rpm, como se observa

en el gráfico N°2, obteniendo con los datos anteriormente mencionados una dosis óptima de 9,5 gr/L de hueso tratado, alcanzando valor de concentración final flúor de 1.5 mg/L, valor permitido por Norma Boliviana NB-512 para un agua de consumo.

Por otro lado se observa del gráfico N°3 que a mayor tiempo de contacto de los 30 minutos existe una variación muy pequeña y por esta razón se adoptó como tiempo de contacto óptimo 30 minutos.

De lo anterior se puede señalar que el hueso calcinado, previamente tratado, alcanza eficiencias del orden del 63 %, representando de esta manera una alternativa económica y ecológica para la remoción de flúor, el cual puede ser aplicado para el tratamiento de agua consumo y una solución atractiva para zonas rurales y periurbanas, por su fácil manejo.

6. Bibliografía

Alarcón Herrera, Ma. Teresa, "Concentración de Flúor en el Agua Potable: Su Relación con la Fluorosis Dental México, 2002.

Alarcón, H. M. T., Martín D. A y Martín D. I. R. Concentración de flúor en el agua potable: su relación con la fluorosis dental. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Cancún. México, 27 a 31 de Octubre (2002).

Bishop, P. L. y Sansoucy, G. Fluoride removal from drinking water by fluidized activated alumina ad-sorption. J Am. Water Works: 70(10):254-259 (1979).

Gobierno Autónoma Municipal de San Pedro (Santa Cruz, Bolivia) y Water For People (2015).

Guía para el Mejoramiento de la Calidad del Agua a Nivel Casero, (OPS), Lima 2005.

Kaseva M. E. Optimization of regenerated bone char for fluoride removal in drinking water: a case study in Tanzania. Journal of Water and Health: 4(1): 139-147.(2006)

Mjengera H., Defluoridation of drinking water in Tanzania. Technical Annual Report. WARFSA Swedish International Development Agency: 1-25. (2000).

Ministerio de servicios y obras públicas, Viceministerio de servicios básicos, "Reglamento Nacional Norma NB 512, La Paz - Bolivia, 2005.

Mohapatra D., Mishra D. Mishra S:P, Chaudhury G.R. y Das R.P., Use of oxide minerals to abate fluoride from water. J of C. and Int. Se: 275: 355-359 India. (2004).

Mohapatra D., Mishra D. Mishra S:P, Chaudhury G.R. y Das R.P., Use of oxide minerals to abate fluoride from water. J of C. and Int. Se: 275: 355-359 India. (2004).

Organización Panamericana de la Salud (OPS), 2005, Guía para el mejoramiento de la calidad del Ambiente (CEPIS), Lima, Perú

Pan, X., Wang, J., y Zhang, D., 2009, Sorption of cobalt to bone char: Kinetics, competitive sorption and mechanism. Desalination 249, 609-614.

Pineda H, Reartes N, Sereno S. Frangie S, Bolonga C. Sereno L., Eliminación de fluoruros utilizando hidroxiapatita. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Córdoba Argentina, 1 a 5 de Noviembre (1998).

UNICEF., Fluoride in water: an overview cited (2004)

Valadez-Araiza, M., Medellín-Castillo, N.A., Carranza-Álvarez, C., y Leyva-Ramos, R., 2011, Modificación y determinación de propiedades fisicoquímicas y de textura de carbón de hueso empleado en la adsorción de fluoruro de agua de pozo de comunidades de la Zona Centro del Estado de San Luis Potosí. Memorias Desarrollo de Proyectos, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S.L.P., México.

Valcárcel Cases, M., y Gómez Hens, A., 1988, Técnicas Analíticas de Separación. Reverte, Barcelona, España.

Valenzuela V. L., Ramirez H. J., Reyes L. J., Sol U. J. A., Lazaro M. O., The origin of fluoride in groundwater supply to Hermosillo city, Sonora. Environmental Geology: 51(1):17-27. (2006).

Valenzuela, L., Ramírez-Hernández, J., Sol, J.A., Reyes, J.A., 2011, Alternativas para la eliminación domestica de flúor en el agua de consumo humano. Información Tecnológica 22 (2), 23-32.

“ESTUDIO DE ECOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD EN EL ÁREA METROPOLITANA DE LA PAZ”

AUTOR

Elias C.⁸
Paz O.⁹

SUMMARY

This paper studied ecotoxicity and genotoxicity in the metropolitan area of La Paz, with this to complement previous studies that analyzed physical, chemical, bacteriological and even heavy metals, but that did not express the effect produced by these parameters in biota and in human beings. In the study area 10 sampling points were taken, two on Río Seco river, three on Pallina river, four on Choqueyapu river and one in the effluent of the Wastewater Treatment Plant of Puchucollo. Each sample was examined with three biomarkers: *Allium cepa*, *Vicia faba* and *Drosophila melanogaster*. Levels of ecotoxicity and subtoxic concentrations were determined; with the latter the genotoxic potential was established. As a negative control normal treated water was used and as a positive controls H₂O₂ at 0.02% and 0.5 M.

Concerning to the toxicity analysis using *Allium cepa* as bioindicator, it was obtained that both basins has different degrees of toxicity, being the most toxic Rio Seco, especially the point that is on the urban sprawl of El Alto city.

The basins Rio Seco river and Pallina river showed genotoxicity in all samples analyzed, indicating that the xenobiotics present in water can interact with DNA, causing alterations that can lead to disease and cancer, relative to the degree of susceptibility of the exposed individual.

RESUMEN

El presente trabajo realizó estudios de ecotoxicidad y genotoxicidad en el área metropolitana de La Paz, con esto pretende complementar estudios anteriores donde se analizaron parámetros físicos, químicos, bacteriológicos e incluso metales pesados, pero que no expresan el efecto que producen estos parámetros en la biota y en el ser humano. Para este fin de la zona analizaron 10 puntos de muestreo, dos sobre el río Seco, tres sobre el río Pallina, cuatro sobre el río Choqueyapu y uno del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Puchucollo. Cada muestra fue examinada con tres bioindicadores: *Allium cepa*, *Vicia faba* y *Drosophila melanogaster*. Se determinó grados de ecotoxicidad y concentraciones subtóxicas, para con estas últimas establecer el potencial genotóxico de las muestras. Como control negativo se empleó agua de grifo y como control positivo H₂O₂ al 0.02% y 0.5 M.

8 Ingeniera Civil. Investigadora principal.

9 Docente Investigador IIS – UMSA

Pertinente al análisis de toxicidad con el bioindicador *Allium cepa*, se obtuvo que ambas cuencas presenta diferentes grados de toxicidad, siendo Río Seco el más tóxico, especialmente el punto que está sobre la mancha urbana de la ciudad de El Alto. La cuenca del río Seco y Pallina presentó genotoxicidad en todas las muestras analizadas, esto indica que los xenobióticos presentes en el agua pueden interactuar con el ADN, ocasionando alteraciones que pueden desencadenar en enfermedades y cáncer, dependiendo del grado de susceptibilidad del individuo expuesto.

Palabras Calves: Agua, *Allium cepa*, Vicia faba, contaminación, ecotoxicidad, genotoxicidad.

1. Introducción

Varios informes han sugerido una directa correlación entre la mutagenicidad y el nivel de ciertos contaminantes como los metales pesados y pesticidas presentes en los cuerpos de agua. La incidencia más alta de cáncer y otros efectos adversos de la salud también pueden ser atribuidos a la presencia de sustancias tóxicas en el medio ambiente en general y en el agua en particular. De hecho muchos agentes sub tóxicos en el medio ambiente actúan directamente dañando el ADN y de ahí causando mutaciones (da Silva et al., 2003).

Los estudios realizados a nivel de la caracterización de la calidad de los cuerpos de agua en las ciudades de La Paz y El Alto se han concentrado sólo en determinar la composición físico-química y bacteriológica de los mismos. Por lo expuesto inferimos que no es suficiente para proteger un determinado ecosistema registrar las concentraciones de sustancias químicas, sino es necesario implementar nuevos ensayos que puedan brindar información adicional sobre el riesgo potencial de tóxicos. Estos ensayos son los que utilizan indicadores biológicos para hallar respuestas sobre los posibles riesgos a que son expuestos todos los seres vivos que permita una adecuada toma de decisiones. Es por esto que este estudio realizó valoraciones la toxicidad y el potencial genotóxico de las aguas de los principales río que atraviesan el

área Metropolitana de La Paz y también del efluente de la única Planta de Tratamiento.

2. Material y metodología

La toxicidad inherente o capacidad de causar algún efecto nocivo sobre un organismo vivo, dependerá del grado de exposición, cantidad que ingrese, de cuánto pase a los distintos compartimientos del ecosistema y de su persistencia (Levin et al, 1989).

En esta investigación se utilizó como base para clasificar la toxicidad a la **Unidad Tóxica Aguda (Uta)**, es una unidad que expresa la transformación de relación inversa de la toxicidad medida como CL50 ó CE en un determinado periodo de tiempo de exposición: **Uta= 100 / (CL50 ó CE50)**. La Organización Panamericana de la Salud (OPS) ha propuesto en su Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en aguas superficiales:

Tabla N° 1: Clasificación de grados de toxicidad

CE50	Uta	Clasificación
< 25% >	4	Muy tóxica
25 a 50%	2 a 4	Tóxica
51 a 75%	1.33 a 1.99	Moderadamente tóxica
> 75%	< 1.33	Levemente tóxica

Fuente: Hickman et al., 2001

La Genotoxicología surge de la integración de distintos conceptos de la Genética y la Toxicología, al identificar y analizar la actividad de xenobióticos sobre el material genético de los seres vivos (Zamorano, 2008). Se encarga de estudiar el daño en el ADN. Las sustancias genotóxicas pueden unirse directamente al ADN o actuar indirectamente mediante la afectación de las enzimas involucradas en la replicación del ADN, causando mutaciones que pueden o no desembocar en un cáncer. Las sustancias genotóxicas no son necesariamente cancerígenas, pero la mayor parte de los cancerígenos son genotóxicos. La correlación entre mutagenicidad y carcinogenicidad es cada día más aceptada. Se ha demostrado que 157 de los 175 carcinógenos conocidos también son mutágenos, de ahí la conveniencia de saber con precisión el posible daño que un compuesto puede tener sobre nuestro organismo o sobre otros seres vivos (Torres, 1999).

Proceso Metodológico de Investigación

Recopilación, análisis y evaluación de información → Determinación de puntos de muestreo. → Toma de muestras → Análisis físico, químico y bacteriológico. → Análisis ecotoxicológico y genotoxicológico. → Análisis estadístico. → Análisis de resultados. → Diagnóstico de la cuenca.

2.1 Prueba de ecotoxicidad con *Allium cepa*

Para el estudio estadístico se utilizó el programa PASW Statistics.18 (Antes SPSS). Una vez verificada la normalidad se empleó el modelo ANOVA, donde se puede probar la hipótesis nula acerca de los efectos de otras variables en el medio de varias agrupaciones de una

única variable dependiente. Se investigó las interacciones entre los factores, así como los efectos de los factores individuales. Para encontrar el CI50%-96, se realizó un análisis de regresión. Una vez ajustada la recta de regresión a la nube de observaciones es importante disponer de una medida que evalúe la bondad del ajuste realizado y que permita decidir si el ajuste lineal es suficiente o se deben buscar modelos alternativos. Como medida de bondad del ajuste se utiliza el coeficiente de determinación (R^2). Del anterior análisis obtenemos el CI50% y con la Unidad Tóxica Aguda, con estos valores se realizó la clasificación de toxicidad.

2.2 Prueba de Genotoxicidad con *Vicia faba*

Para el estadístico se realizó un análisis de varianza multivariante (MANOVA) para determinar el grado de dependencia de las variables Índice Mitótico (IM), Micronúcleo (MN) y Aberraciones cromosómicas (AC), respecto a los factores lugar, fecha y concentración. Para este efecto se utilizó el programa PASW Statistics.18 (Antes SPSS). Posteriormente se empleó la prueba de Dunnett ($\alpha=0.05$ y $\alpha=0.01$) para determinar diferencias significativas entre los valores medios obtenidos en las muestras de agua respecto al control negativo de genotoxicidad (Huilan & Liangyan, 2007).

2.3 Prueba de Genotoxicidad de *Drosophila melanogaster* SMART

El método estadístico recomendado en el protocolo para analizar los resultados del test SMART fue propuesto por Frei & Würigler (1988), posibilita la caracterización de los resultados como positivo, débil-positivo, negativo e inconclusivo.

Zona de estudio

La zona de estudio corresponde a la cuenca del río Pallina y Río Seco, esta cuenca atraviesa los municipios de El Alto, Viacha y Laja. La cuanca del río Choqueyapu atraviesa la ciudad de La Paz.

Imagen 1: Cuenca del río Pallina, Río Seco, río Choqueyapu y Planta de tratamiento de Puchucollo



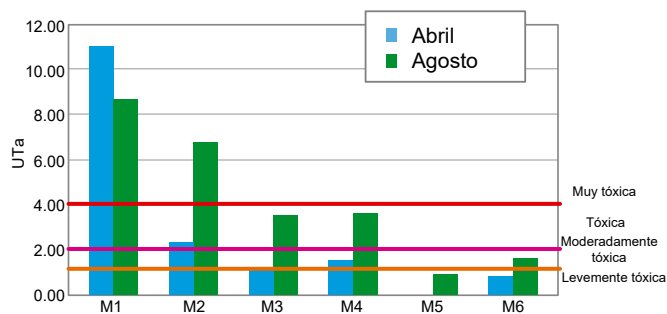
M1: Río Seco (Mancha Urbana El Alto)	CH1: Río Choqueyapu (Nacientes)
M2: PETAR Puchucollo	CH2: Río Choqueyapu (Mancha urbana La Paz)
M3: Río Seco (Reutilización para riego)	CH3: Río Choqueyapu (Mancha urbana La Paz)
M4: Río Pallina (mancha urbana Viacha)	CH4: Río Choqueyapu (Reutilización para riego)
M5: Río Pallina (Reutilización para riego)	
M6: Río Pallina (Mancha Urbana Laja)	

3. Resultados y discusión

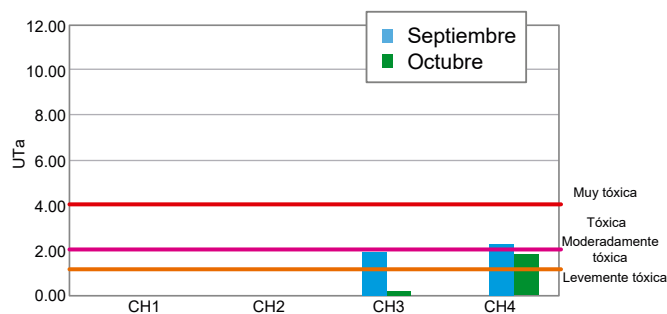
3.1 Toxicidad

De los resultados obtenidos, la más alta unidad toxicológica es para M1, muestra tomada del río Seco en la mancha urbana de la ciudad de El Alto. El Alto es una ciudad industrial y muchas industrias clandestinas echan sus aguas residuales al río Seco. El segundo punto con calificación muy tóxica es el M2, efluente de la Planta de Puchucollo, nuevamente esto se debe principalmente a la industria alteña, porque el sistema de recolección de aguas residuales no está separado. Las muestras del río Choqueyapu presentaron toxicidad Moderadamente tóxica aguas abajo, esto puede tener su origen en los tributarios del río, que también reciben descarga de agua residual tanto doméstica como industrial.

Gráfica N°1: Ecotoxicidad en la Cuenca del río Seco, Pallina y la PTAR



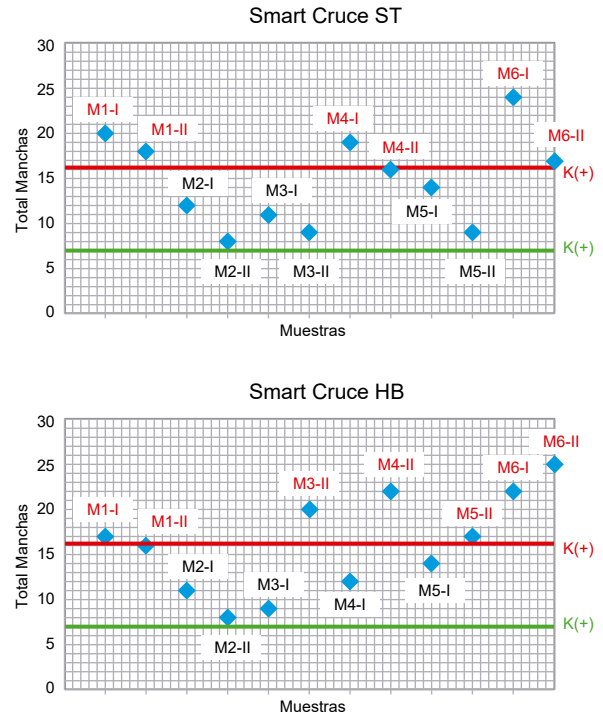
Gráfica N°2: Ecotoxicidad en la Cuenca del Río Choqueyapu



3.2 Genotoxicidad

Del estudio estadístico con *Drosophila melanogaster*, tenemos que para el Cruce Estándar (ST) 6 muestras salieron genotóxicas y 6 inconclusivas. Para el cruce de Alta Bioactivación (HB) 7 muestras salieron genotóxicas y 5 inconclusivas. Los resultados inconclusivos expresan que aunque la frecuencia de mutación de las muestras es significativamente mayor respecto a la mutación espontánea, la diferencia entre la frecuencia del número de manchas encontrado en las muestras y el número de manchas presentes en el control negativo no fue significativa. Nótese que en ninguna de las muestras analizadas dio resultado negativo (-), es decir no podemos aseverar que alguna de las muestras no es genotóxica.

Gráfica N°3: Manchas totales con el cruce ST y Manchas totales con el cruce HB



Todos los puntos que están por encima de K(+) (control positivo, son considerados genotóxicos.

Tabla N°2: Resultados de Genotoxicidad con *Vicia faba*

PUNTOS DE MUESTREO	VICIA FABA	
	ABRIL	AGOSTO
M1		
M2	Genotóxica	Genotóxica
M3		Genotóxica
M4		Genotóxica
M5		Genotóxica
M6		Genotóxica

En la prueba con *Vicia faba*, la aberración predominante fue el de cromosomas pegados, esto refleja efectos sumamente tóxicos, generalmente de tipo irreversible llevando a la muerte celular (Turkoglu, 2008). En segundo lugar está la quiebra cromosómica, las sustancias que inducen este proceso son conocidas como clatógenos y su acción en los cromosomas es considerada una acción en el ADN (Grant, 1978; Chauhan&Sundararaman, 1990). Finalmente se tiene a los cromosomas rezagados, resultado de la falla de los cromosomas al moverse a cualquiera de los polos, adicionalmente fragmentos acéntricos aparecen como rezagados (Turkoglu, 2008).

Después de estas consideraciones, se puede afirmar la presencia de sustancias genotóxicas en la cuenca analizada, en ambas fechas de muestreo, mutágenos de acción directa e indirecta, es decir que los genotóxicos presentes interactúan con el ADN en su forma original y también después de experimentar un proceso de metabolización, clastógenos que inducen a la quiebra cromosómica y aneugénicos que intervienen en la fijación de las fibras del huso al cinetocoro y, por ende, el desplazamiento de cromosomas en la anafase. Ocasionando alteraciones que pueden desencadenar en enfermedades y cáncer, dependiendo

del grado de susceptibilidad del individuo expuesto.

4. Conclusiones y recomendaciones

La PTAR Puchucollo presentó niveles altos de toxicidad, debido a que el sistema de aguas residuales industriales no está separado del sistema de aguas residuales domésticas.

La Cuenca Rio Pallina presentó diferentes niveles de toxicidad, dependieron de la época de muestreo y del lugar. Siendo la más tóxica la muestra tomada en la mancha urbana de El Alto

La Cuenca del Choqueyapu, presentó niveles medios de toxicidad, siendo las más tóxicas las muestras aguas abajo, esto indica que los tributarios del río son también recolectores de aguas residuales tanto domésticas como industriales y aportan altas cargas contaminantes tóxicas. La muestra CH4 es la más preocupante, pues sirve de riego para varias comunidades.

En cuanto al análisis del potencial genotóxico, las muestras de la cuenca del río Seco, Pallina y el efluente de la PTAR Puchucollo, presentan actividad genotóxica tanto de acción directa como la ocasionada por los metabolitos de los xenobióticos.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo fuerzan a desarrollar análisis similares en otros cuerpos de agua que actualmente están sujetos a recibir descargas de aguas residuales en todo el país, para concientizar a la población sobre los efectos de la contaminación sobre la vida y así obligar a que se tomen medidas más agresivas para mejorar las condiciones ambientales.

5. Referencias bibliográficas

- Ahmed, M., Grant, W.F.**, 1972. Cytological effects of the pesticides phosdrin and bladex in *Tradescantia* and *Vicia faba*. *Can. J. Genet. Cytol.* 14, 157–165.
- Asociación Argentina de Ecotoxicología**, 2010. Definición de Términos, (www.aae.org.ar).
- Chauhan, L.K.S., Sundararaman, V.**, 1990. Effects of substituted ureas on plant cells. I. Cytological effects of isopruturon on the root meristem cells of *A. cepa*. *Cytologia* 55, 91–98.
- Da Silva, Juliana, Erdmann, Bernardo, Pegas Joan Antonio**, 2003. *Genética toxicológica*. Brasil.
- Darlington, C.D.**, 1942. Chromosome chemistry and gene action. USA. *Nature* 149, 66.
- Fiskesjo, G.**, 1993. The *Allium* test in a wastewater monitoring. *Environ. Toxic. Water* 8, 291–298.
- Frei H, Würgler F.E.**, 1995. Optimal experimental design and sample size for the statistical evaluation of data from somatic mutation and recombination test (SMART). *Mutation Research*, 334: 247-258.
- Grant, W.F.**, 1982. Chromosome aberration assays in *Allium*. A report of the USEPA Gene Tox Program. *Mutat. Res.* 99, 273–291.
- Grover, I.S., Kaur, S.**, 1999. Genotoxicity of wastewater samples from sewage and industrial effluent detected by the *Allium* root anaphase aberration and micronucleus assays. *Mutat. Res.* 426, 183–188.
- Kaufman, B.P.**, 1958. Cytochemical studies of changes induced in cellular materials by ionizing radiations. USA. *Ann. New York Acad. Sci.* 59, 553.
- Levin, S. A., Harwell M. A., Kell J. R. y Kimball Y K. D.**, 1989. *Ecotoxicology: Problems and Approaches*. Springer-Verlag, USA.
- Morais Leme D. & Marin-Morales Ma. A.**, 2009. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. Departamento de Biología, Instituto de Biociencias. Brasil. *MutationResearch* 682 (2009) 71–81
- Paz O. et al.**, 2009. Valoración de Metales Pesados en la Cuenca del río Katari y su impacto en la calidad de vida el área de influencia. Bolivia.
- Quesada Lucio Nel**, 2009. *Estadísticas con PASW18 SPSS*. Editora Macro. Perú.
- Ribeiro, Salvadori y Maerques**, 2003. *Mutagenese Ambiental*, editora da ULBRA, Brasil.
- Srivastava Richa, Kumar Dinesh, Gupta S.K.**, 2005. Bioremediation of municipal sludge by vermitechnology and toxicity assessment by *Allium cepa*. India. *BioresourceTechnology* 96 1867–1871.
- Torres Zamora P., Esparza F., López G., Feria V., A, Cantú, J.M. y Zúñiga G.**, 1999. The micronucleus test. Mexico. *Mutation Research*, 31, 9-15.
- Türkoglu Sifa**, 2008. Evaluation of genotoxic effects of sodium propionate, calcium propionate and potassium propionate on the root meristem cells of *Allium cepa*. Turkey. *Food and Chemical Toxicology*.