

**Efecto del cambio climático en la calidad del agua de dos microcuencas en Costa Rica,
aplicando el modelo Qual2kw**

**Effect of climate change on the water quality of two micro-basins in Costa Rica,
applying the Qual2kw model**



E & T

Environment & Technology | ISSN: 2711-4422

Vol. 3 No. 2. Julio-Diciembre, 2022: 28-51

URL: <https://revistaet.environmenttechnologyfoundation.org/>

DOI: <https://doi.org/10.56205/ret.3-2.2>

Recibido: 30/08/2022

Revisado: 15/11/2022

Aprobado: 01/12/2022

Minor Vargas Rojas

Ingeniero Químico

Coordinador del Área de Aire, Laboratorio de Análisis Ambiental

Universidad Nacional de Costa Rica

E-mail: minor.vargas.rojas@una.cr

<https://orcid.org/0000-0001-7920-9728>

Costa Rica

Diana Mora Campos

Química Industrial

Coordinadora de Calidad, Laboratorio de Análisis de Suelos y Foliare

Universidad Nacional de Costa Rica

E-mail: diana.mora.campos@una.cr

<https://orcid.org/0000-0002-9335-016X>

Costa Rica

David Carvajal Arroyo

Ingeniero en Ciencias Forestales

Estudiante de Licenciatura en Ingeniería en Ciencias Forestales

Universidad Nacional de Costa Rica

E-mail: david.carvajal.arroyo@est.una.ac.cr

<http://orcid.org/0000-0002-4090-2485>

Costa Rica

Bernny Chavarría García

Ingeniero en Gestión Ambiental

Estudiante de Licenciatura en Ingeniería en Gestión Ambiental

Universidad Nacional de Costa Rica

E-mail: berny.chavarria.garcia@est.una.cr

<https://orcid.org/0000-0001-8896-5031>

Costa Rica

Tomas Soto Murillo

Ingeniero Químico

Coordinador del Área de Agua, Laboratorio de Análisis Ambiental

Universidad Nacional de Costa Rica

E-mail: tomas.sotomurillo@una.cr

<https://orcid.org/0000-0002-2610-3433>

Costa Rica

Pablo Salas Jiménez
Químico Industrial
Director de Operaciones, Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional de Costa Rica
E-mail: pablo.salas.jimenez@una.cr
<https://orcid.org/0000-0002-7759-6741>
Costa Rica

Antony Estefany Hinestroza Córdoba
Ingeniero Ambiental
Coordinador de las Unidades de Servicios, Laboratorio y Ambiental
GAIA Servicios Ambientales S.A.S. BIC
Docente del Tecnológico de Antioquia
E-mail: ahinestroza@gaiasa.com
<https://orcid.org/0000-0001-8763-0491>
Colombia

Resumen

Se analizó el efecto del cambio climático en la capacidad de autodepuración en las microcuencas de los ríos Torres y Bermúdez por medio de la modelación ambiental de calidad de agua, utilizando el modelo matemático QUAL2kw® versión 6, donde las variables de referencia fueron la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y el Oxígeno Disuelto (OD). Para la calibración y comprobación del modelo se realizaron campañas de muestreo en tres épocas climáticas distintas: transición, seca y lluvia. Para la caracterización fisicoquímica de la calidad del agua, esta se realizó en tres secciones distintas de la microcuenca de los ríos mencionados y vertimientos puntuales, que fueran representativos para este estudio. Para el establecimiento de escenarios a 2050 y 2080, se consideró la variación en la temperatura del agua, precipitaciones y aporte de carga orgánica como variables controlables. Como parte de los resultados se observó para la calibración del modelo, que el río Torres presentó un mejor ajuste favorecido por una morfología fluvial más homogénea entre los tramos de la microcuenca. Para ambos ríos se obtuvo un deterioro de la calidad del agua en la parte baja de la microcuenca producto de las características urbanas y aportes de vertidos, evidenciándose para el río Bermúdez una mejor capacidad de autodepuración. Los escenarios futuros con perspectiva de cambio climático mostraron un deterioro en los indicadores de calidad de agua de las microcuencas, proyectándose concentraciones más pesimistas para el río Bermúdez. Los resultados derivados podrían proporcionar un insumo para la regulación de vertido y reutilización de aguas residuales donde se considere límites de descarga según las épocas climáticas y secciones de la microcuenca.

Palabras claves: Modelación ambiental, Demanda química de oxígeno, Oxígeno disuelto, Calibración, Río Torres y río Bermúdez

Abstract

The effect of Climate Change on the self-purification capacity in the micro-basins of the Torres and Bermúdez rivers was analyzed through environmental modeling of water quality QUAL2kw, taking Biochemical Oxygen Demand and Dissolved Oxygen as indicators. For the calibration and verification of the model, sampling campaigns were carried out in three different climatic periods; transition, dry and rainy, for the physicochemical characterization of water quality in three different sections of the micro-watershed of each river and specific discharges. For the establishment of scenarios to 2050 and 2080, the variation in water temperature, precipitation and contribution of organic load were considered as study variables. As part of the results, it was observed for the calibration of the model that the Torres River presented a better fit, favored by a more homogeneous fluvial morphology between the sections of the micro-watershed. For both rivers, a deterioration in water quality was obtained in the lower part of the micro-watershed because of urban characteristics and contributions from discharges, evidencing a better self-purification capacity for the Bermúdez River. Future scenarios with a climate change perspective showed a deterioration in the water quality indicators of the micro-watersheds, projecting more pessimistic concentrations for the Bermudez River. The derived results could provide an input for the regulation of wastewater discharge and reutilization where discharge limits are considered according to the climatic seasons and sections of the micro-watershed.

Keywords: Self-purification, Environmental modeling, Chemical oxygen demand, Dissolved oxygen, Calibration, Torres River, and Bermúdez river

Introducción

En Costa Rica, el incremento de los asentamientos urbanos, especialmente en el Área Metropolitana, asociado a una mala planificación territorial desencadena en afectaciones socioambientales que repercuten directamente en la degradación ambiental de las cuencas hidrográficas (Hernández y Ulate , 2016). La contaminación a cuerpos de agua superficiales altera los componentes físicos, químicos y biológicos, generando exceso de sustancias químicas y microbiológicas que producen una alteración en su calidad y capacidad de autodepuración del río (Bravo *et al.*, 2013).

Por otra parte, el cambio climático es un factor que influye en la dinámica y comportamiento de los ríos. Lo anterior asociado con variaciones en los patrones de temperatura y precipitaciones, así como una mayor frecuencia en eventos extremos que tienden a impactar directamente en el deterioro ambiental (Cotler *et al.*, 2013). A manera de ejemplo, alteraciones en patrones de precipitación conllevan a afectaciones en el flujo del agua que interviene en procesos de dilución de contaminantes y escorrentías. Por otra parte, aumentos de temperatura atmosférica influyen en los procesos físicos, químicos y biológicos del agua, teniendo principal relevancia en el oxígeno disuelto en la capacidad de autodepuración de un río (Monte, 2013).

Con la finalidad de determinar el comportamiento en la calidad del agua de las cuencas hidrográficas y sus posibles afectaciones ante condiciones desfavorables, la modelación ambiental funciona como una herramienta para evaluar la calidad del agua generando simulaciones de las condiciones actuales, así como generar predicciones a futuro para la toma de decisiones (Buitrago *et al.*, 2018).

El modelo ambiental Qual2kw6®, aprobado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), corresponde un modelo unidimensional ampliamente utilizado como herramienta para el estudio del impacto de contaminantes (Castro, 2015) y su objetivo consiste en evaluar la carga de contaminantes y el proceso de autodepuración, mediante la estimación de parámetros fisicoquímicos en el sistema hidrográfico (Atuel, 2016). Dicho sistema se divide en segmentos de longitudes variables, donde cada segmento es visualizado como reactor de mezcla completa, como consecuencia se realiza un balance hidrográfico en términos del flujo de agua, balance térmico con relación a la temperatura y balance de masa en términos de concentración. Con respecto a los procesos cinéticos considerados están la disolución, hidrólisis, oxidación, nitrificación y desnitrificación (Pelletier *et al.*, 2006; Kannel *et al.*, 2007).

Como parte de los requerimientos, se debe realizar la calibración y validación del modelo con la finalidad de corroborar la presencia de un rango satisfactorio de exactitud entre los datos observados y modelados (Bedoya y Lozano, 2019).

La degradación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en el valle central de Costa Rica es una problemática producto de la descarga de aguas residuales de origen doméstico y no domésticas, sin tener en perspectiva la calidad del agua en el cuerpo receptor. En el caso del río Torres, por la alta contaminación producto de las aguas residuales a lo largo de toda la microcuenca, es considerada como la más contaminada de la subcuenca del río Virilla (Vargas, 2015). En el caso de la microcuenca del río Bermúdez, se encuentra el mal manejo de aguas residuales de origen agrícola, industrial y urbanístico que descargan por medio de vertidos focalizados hacia el río (Buzolich *et al.*, 2017).

Para este estudio se consideraron escenarios con perspectiva de cambio climático para las microcuencas de los ríos Torres y Bermúdez, aplicando el modelo matemático Qual2kw6®. Lo anterior considerando parámetros de calidad de agua en muestreos en diferentes campañas climáticas y tramos de la microcuenca para la calibración, ajuste y

definición del escenario actual. Posteriormente, se determinó la respuesta de los indicadores de la capacidad de autodepuración de cada microcuenca, al considerar cambios en la temperatura, precipitaciones y carga orgánica para los años 2050 y 2080.

Metodología

Descripción del área de estudio

En la **figura 1** se muestran las microcuencas de los ríos Torres y Bermúdez. En el caso del río Torres, este desemboca sus aguas en el río Tiribí en el sector de la Carpio, San José (Fallas-Cordero, 2015). Abarca los cantones de San José, Goicoechea, Tibás y Montes de Oca. Como parte de los tributarios a esta microcuenca se tienen al río Pirro, río María Aguilar, río Ipís y quebrada Mozotal. En relación con los usos de suelo se presenta la siguiente distribución: 47.88% zonas urbanas, 11.96% bosques secundarios y, en menor proporción, cultivos, pastizales y zonas industriales, entre otros (Trujillo *et al.*, 2017).

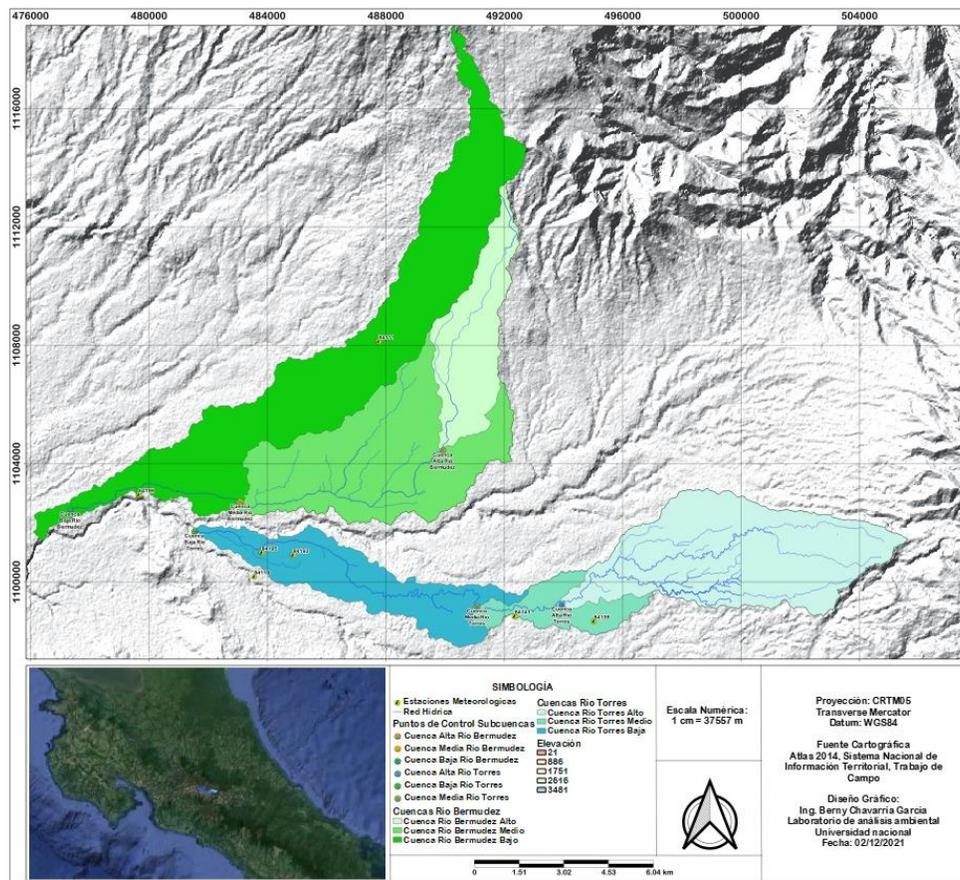


Figura 1. Mapa de ubicación de la microcuenca del río Torres y Bermúdez. Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, la microcuenca del río Bermúdez se ubica en los cantones de San Rafael, Barva, Heredia, San Joaquín, Belén, San Pablo, San Isidro, Santo Domingo y San Rafael de Alajuela. Como parte de los tributarios, se encuentran los ríos Turales, Pirro, Gertrudis, quebrada la Guaria y Quebrada Seca. Con respecto al uso de suelo, se presenta la siguiente distribución: 15.18% bosques, 10.83% pastizales, 32.73% cultivos, 40.67% urbano y, en menor porcentaje, terrenos descubiertos (Hernando y Orozco, 2015).

Para ambas microcuencas se definió un área de estudio, cada una se dividió en tres zonas de muestreo, con el fin de determinar el comportamiento en la parte alta, media y baja de cada río. Los ríos se segmentaron en partes, de acuerdo con la similitud del comportamiento hidrodinámico. Para cada zona, se seleccionaron tres puntos de muestreo para la medición de los parámetros de calidad del agua, distribuyéndose nueve puntos de muestreo a lo largo de la variación espacial. En lo referente a vertidos, para el río Bermúdez se muestrearon cuatro vertidos distribuidos en la zona alta y media, mientras que para el río Torres se consideraron dos vertidos en las mismas zonas de la microcuenca (**tabla 1**).

Tabla 1.

Características de los puntos de muestreo de las microcuencas del río Bermúdez y río Torres

Cuerpo de agua	Zona muestreo	Cantidad de muestras	Punto muestreo	Lugar	Descripción sitio de muestreo
Río Bermúdez	Alta	3	río	San Rafael San Pablo	La Suiza - Parque Quintana Sur
		2	vertido	San Pablo	Costado del puente Quebrada sin nombre
	Media	3	río	Ulloa	Sede Benjamín Núñez UNA - Condominio el Cariari
		2	vertido	Ulloa	Salida vertido-veterinaria UNA Benjamín Núñez; Quebrada La Guaria
	Baja	3	río	Belén	Belén centro - Complejo Deportivo Fedefutbol
	Río Torres	Alta	3	río	Mercedes
1			vertido	Mercedes	Quebrada sin nombre
Media		3	río	El Carmen	Parque Aranjuez - Museo de los Niños
		1	vertido	El Carmen	Costado de puente Museo de los Niños
Baja		3	río	Pavas	Tajo Comag

Fuente: Elaboración propia

Información de entrada para el modelo

Se recolectaron una serie de datos conforme a lo indicado en la **tabla 2** para la modelación de los ríos señalados mediante la herramienta Qual2kw6® (Chapra et al., 2008). En general, la mayor parte de los datos se reunieron por medio de trabajo de campo, además de otras fuentes, como herramientas de georreferenciación, investigación y bases de datos del Instituto Meteorológico Nacional.

Tabla 2.

Datos requeridos por el modelo QUAL2kw

Datos	Descripción	Fuente
Geográficos	Latitudes, longitudes, distancias de río y segmentos	Trabajo de campo, herramientas de georreferenciación
Flujo	Caracterización de flujo	Medición de caudales en campo
Topográficos (hidrodinámica río)	Profundidades, velocidades, altitudes	Trabajo de campo, investigación
Caracterización fisicoquímica del río	Temperatura, conductividad, DBO soluble, DBO Total, pH, alcalinidad, nitrito, nitrato, amonio, nitrógeno total	Muestreo, medición en campo y análisis de laboratorio
Meteorológicos	Velocidad del viento Temperatura atmosférica Radiación Solar Temperatura de rocío	Datos suministrados por el Instituto Meteorológico Nacional

Fuente: Elaboración propia

Caracterización hidráulica

Para la determinación de los tiempos de viaje de los ríos en estudio se realizaron mediciones de aforo con flotador semisumergido de corcho lastrado, con la finalidad de conocer el tiempo de arribo de una misma masa de agua en puntos determinados. Dicha caracterización se comparó con mediciones de aforo con molinete y, de esta manera, se obtuvieron datos más precisos de las características de transporte de solutos en cada río. Estas mediciones se realizaron el día antes de cada campaña de muestreo, con el fin de tener condiciones muy similares al momento de la toma de muestras para reducir la incertidumbre. Con mediciones de campo y procesamiento de herramientas geográficas, se obtuvieron los datos de pendientes, anchos transversales, profundidades y desniveles de los segmentos de cada río. Por último, se determinaron los caudales a partir de la ecuación de Manning

(Ecuación 1), en la cual se visualiza el río como un canal trapezoidal bajo condiciones estacionarias (Bracho-Vargas *et al.*, 2016).

$$Q = \frac{S_0^{1/2}}{n} \cdot \frac{A_c^{5/3}}{P^{2/3}} \quad (\text{E.1})$$

Donde

Q : caudal, m^3/s , S_0 : pendiente, m/m , n : coeficiente Manning, 0,038, A_c : área sección transversal, m^2 , P : perímetro mojado, m

Caracterización fisicoquímica del agua

Para caracterizar las variables fisicoquímicas de calidad de agua se ejecutaron tres campañas de muestreo puntuales distribuidas en las estaciones climáticas: lluviosa, seca y transición (lluviosa-seca). Como parte de las variables de calidad de agua monitoreados se incluyeron las siguientes variables: pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación (PSO), demanda bioquímica de oxígeno soluble y total (DBO), nitrato, nitrito, sólidos suspendidos totales (SST), conductividad, alcalinidad, fósforo total y soluble, nitrógeno total y amonio. Las muestras fueron tomadas en los sitios previamente establecidos en donde se consideró la accesibilidad, cantidad de vertimientos e influencia antropogénica para su definición, se programó la hora de toma de cada muestra y mediciones de campo, con base a los cálculos obtenidos de los tiempos de viaje de los ríos.

El muestreo, la preservación y el transporte de las muestras se realizaron según lo que se establece en el “Standard Methods” (American Water Works Association, 2017). Las muestras se tomaron en sitios donde no hubiera estancamiento, con la boca de la botella en dirección contra corriente y procurando que el sitio estuviera lo suficientemente lejos de las orillas y a una profundidad intermedia entre 15 y 30 cm para evitar interferencias por sedimentos o natas. Las muestras se recolectaron en recipientes plásticos de polietileno y se almacenaron a una temperatura inferior a 6°C durante su transporte. Los métodos de análisis empleados para la determinación de las variables de estudio fueron conforme a lo que se indica en el “Standard Methods” (American Water Works Association, 2017).

Calibración del modelo

Se emplearon los parámetros de calidad de agua medidos en las diferentes campañas de muestreo, asignando un mayor peso a los parámetros de OD y DBO, debido a su influencia en los procesos de autodepuración. Se utilizó la ecuación de Tsivoglou-Neal (Chapra et al., 2008) para el cálculo de reaeración, ya que se ajusta a las características de los ríos en estudio, principalmente la presencia de pendientes pronunciadas que ocasionan aumento en los niveles de velocidad, caudal y diferencia de alturas en la lámina. En cuanto al ajuste de los parámetros cinéticos que intervienen en los procesos modelados, se realizó la calibración respectiva, mediante pruebas manuales para la determinación de los valores más adecuados que permitieron el mejor ajuste de los parámetros muestreados y observados en campo (Chapra et al., 2008).

Escenarios de cambio climático

Para el análisis del efecto que pueda ocasionar a futuro el cambio climático en la autodepuración de las dos microcuencas, se realizó una comparativa del escenario base con respecto a las estimaciones de escenarios futuros que contemplan variaciones en la temperatura atmosférica y del agua, la carga orgánica y las precipitaciones. El análisis de escenarios se enfocó en los parámetros OD, DBO y temperatura del agua, al ser variables fundamentales en la autodepuración de un río.

En lo referente al escenario base se definió a partir de los modelos calibrados y validados para las campañas de las épocas lluviosa, seca y transición seca-lluviosa de las microcuencas de estudio. En el caso de escenarios futuros, se utilizaron datos climatológicos de precipitación y temperatura atmosférica proyectados para el año 2050 y 2080, proporcionados por el estudio de escenarios de cambio climático regionalizados para Costa Rica, realizado por el Instituto Meteorológico Nacional (IMN) (Alvarado *et al.*, 2012).

Se estimó una relación de temperatura aire-agua, mediante los datos recolectados por estaciones meteorológicas cercanas al área de estudio que muestran la temperatura del aire y los datos de temperatura del agua obtenidos durante los muestreos, con los cuales se determinó el promedio de la diferencia entre la temperatura del aire y del agua, el cual sirvió para estimar la temperatura del agua para los años 2050 y 2080. Los caudales mínimos para ambos escenarios fueron determinados por medio de ecuaciones de balance hídrico a largo

plazo para la microcuenca, con el método de Curva de Recesión (Poveda-Jaramillo *et al.*, 2002), en donde se estima el caudal mínimo soportado para la microcuenca en cada estación climática, considerando información de datos históricos de precipitación proporcionados por el IMN.

Por último, se establecieron porcentajes de incremento de la carga orgánica, si bien los niveles establecidos no responden a condiciones de simulación, los valores propuestos toman como referencia incrementos que se han reportado para dichas microcuencas en otros estudios. Estos porcentajes de incremento han sido valores entre el 8 y el 19% para períodos de cuatro años de monitoreo respondiendo al aumento de la población y deficiente gestión de la microcuenca hidrográfica (Herrera *et al.*, 2013). En la **tabla 3** se muestran los niveles de las variables predictoras para el establecimiento de escenarios a futuro.

Tabla 3.

Escenarios de cambio climático, para las microcuencas del río Bermúdez y Torres

Escenarios	Año	Aumento Temperatura aire	Caudal	Carga Orgánica
Escenario base	2019-2020	Datos de línea base ¹	Datos de línea base ¹	Datos de línea base ¹
Escenario 1	2050	1.91 °C	0.305 m ³ /s	+10 %
Escenario 2	2080	3.36 °C	0.258 m ³ /s	+30 %

¹La línea base corresponden a los datos obtenidos mediante la modelación ambiental para los años 2019 al 2020

Fuente: Elaboración propia

Resultados y discusión

Calibración del modelo

Como parte de los resultados referentes a la calibración y confirmación de las modelaciones ambientales realizadas con la herramienta Qual2kw6®, se obtuvo de manera general un ajuste variable por tramo de muestreo entre los valores experimentales respecto a los modelados para la mayoría de los parámetros fisicoquímicos. Como parte del diseño, se señala que existen comportamientos de ajuste variable por campaña de muestreo asociado con cambios en las características climatológicas y condiciones hidráulicas de los ríos de estudio. Como parte de la comprobación del modelo se consideran como variables de interés el OD y la DBO por su influencia en los procesos de autodepuración.

En primera instancia se presentan los resultados gráficos obtenidos para la calibración del modelo ambiental para el río Torres, en la **figura 2** se muestra el perfil de OD según las campañas de muestreo. En este caso, se obtiene un buen ajuste entre los valores de campo y los predichos por el modelo en la parte alta y media de la microcuenca para las diferentes campañas de muestreo. Se muestra un decaimiento del OD hacia la parte baja de la microcuenca en épocas con influencia de lluvias, aspecto que se podría asociar a un aumento en las descargas de vertidos y arrastre de sedimentos. En la campaña de época seca se observa una disminución en esta variable para la parte alta de la microcuenca, condición relacionada con una disminución del caudal y procesos de reaeración.

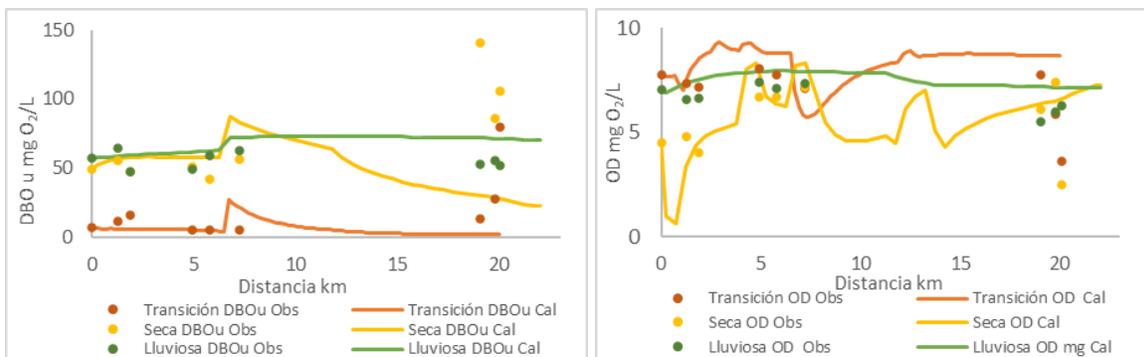


Figura 2. Calibración del Oxígeno Disuelto y Demanda Bioquímica de Oxígeno en el modelo Qual2kw6® para el río Torres según campañas de muestreo. Fuente: Elaboración propia

En cuanto a la variabilidad espacial, es importante señalar que la parte alta del río Torres presenta una mayor influencia antropogénica, lo cual deriva en vertidos tributarios en esta sección de la microcuenca. Lo anterior contribuye a explicar la poca diferenciación en las concentraciones de OD observadas con relación a las demás secciones de la microcuenca. De hecho, se observa un ligero aumento del OD hacia la parte media, siendo un indicativo de procesos de autodepuración en esta zona (Jitolis *et al.*, 2021). Para este río, una menor variabilidad en la morfología fluvial entre las secciones de medición conlleva a condiciones hidráulicas más uniformes para la modelación, lo cual mejora la correspondencia entre las mediciones de campo y las obtenidas por la herramienta.

En complemento, se presenta en la **figura 2** el perfil de DBO para el río Torres. Para esta variable se muestra un aumento de concentración hacia la parte baja de la microcuenca en campañas de época de transición y seca. En el caso de la época lluviosa, no se muestra

una variabilidad espacial en los niveles de DBO, ya que los valores se mantienen más uniformes entre secciones; en un rango de (40-70) mg O₂/L. Un menor ajuste para la parte baja de la microcuenca se podría asociar a la falta de caracterización de vertidos en esta sección, indicando una alta sensibilidad del modelo ante descargas no consideradas (Villalobos, 2008).

De manera particular, se menciona que menores precipitaciones ocasionan una disminución del caudal, obteniéndose la siguiente tendencia creciente para la parte baja: seca (1 m³/s), transición (1.60 m³/s) y lluviosa (3.20 m³/s). La tendencia anterior influye en la dinámica de reaeración y capacidad de autodepuración del cuerpo de agua, reforzando el comportamiento de aumento en esta variable para la campaña de época seca. Al comparar los perfiles anteriores con el comportamiento del OD, se muestra una relación inversa. De hecho, el decaimiento del oxígeno disuelto obedece a un proceso de oxidación y nitrificación de la materia presente en el río (Posada *et al.*, 2013), producto de la recarga de materia orgánica por los vertidos en el cauce del río.

En la misma línea de análisis, se presentan los resultados para las modelaciones del río Bermúdez, en la **figura 3** se muestra el perfil de OD en las diferentes campañas de muestreo. Para la campaña de transición se obtuvo una disminución de los niveles de OD conforme se avanzó en la microcuenca de la parte alta a la baja, respondiendo a un deterioro de la calidad aguas abajo, producto de una mayor influencia de asentamientos urbanos. En el caso de la campaña de época seca, se muestra un mejor ajuste en el perfil de oxígeno con respecto a las mediciones de campo. En este caso, una disminución en el caudal conduce a un descenso en la capacidad de aireación del cuerpo de agua, repercutiendo en las mediciones de la parte alta, principalmente. Así mismo, para esta campaña, un incremento en el OD para la parte baja se podría explicar por los procesos de autodepuración y disminución de aportes de tributarios (Abdeveis *et al.*, 2020).

Finalmente, en la campaña de época lluviosa se reporta un aumento en los niveles de OD en la parte alta de la microcuenca, asociado a un aumento en la torrencialidad producto de las precipitaciones, que conlleva a una mejor tasa de aireación. Lo anterior se respalda al considerar flujos superiores a 0.10 m³/s en los tres sitios de muestreo para la parte alta de la microcuenca durante la campaña de época lluviosa.

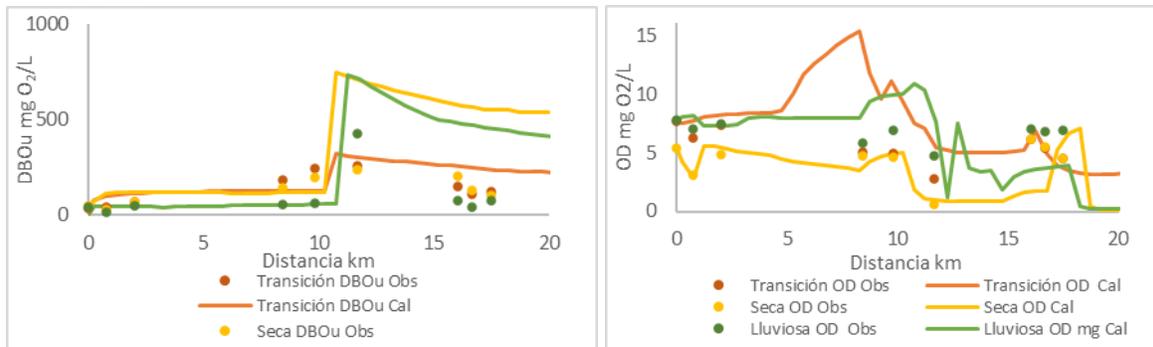


Figura 3. Calibración del Oxígeno Disuelto y Demanda Bioquímica de Oxígeno en el modelo Qual2kw6® para el río Bermúdez según campañas de muestreo Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al perfil de DBO, se presenta la **figura 3** donde se muestra el comportamiento según las campañas de muestreo. De manera general, se observa que en la parte alta de la microcuenca los niveles observados son correspondientes entre campañas, lo cual se debe a una menor influencia de desarrollo urbano en esta sección de la microcuenca. No obstante, para los puntos de la sección media y baja de la microcuenca se muestra una mayor dispersión entre las observaciones.

El perfil modelado predice un aumento en los niveles de DBO conforme se aumenta el recorrido, coincidiendo con un vertido a los 10 km. Finalmente, para la parte baja se obtiene un decaimiento en la concentración de DBO, siendo mayor este efecto para las observaciones de época lluviosa producto de los procesos de dilución a causa del aumento de las precipitaciones.

Con respecto al ajuste del modelo en la parte baja de la microcuenca, se tiene una mayor desviación con respecto a los valores observados, siendo un indicativo para mejorar la caracterización de los vertimientos presentes, así como de la representatividad de las velocidades de flujo en el cálculo del recorrido y condiciones hidráulicas que influyen en las dinámicas de reaireación (Castro, 2015).

De hecho, se advierte que la morfología fluvial para este río es muy variable entre tramos de medición, lo cual influye en tiempos de retención, cambios de caudal y condiciones hidráulicas derivadas. Por otra parte, las características hidráulicas (como pendientes pronunciadas), podrían asociarse a procesos de sobresaturación para el OD en la parte media del río, producto de la aireación natural por medio de la formación de cascadas y turbulencias aumentando los procesos de transferencia de oxígeno (Piatka *et al.*, 2021).

Al integrar los resultados para ambas variables de estudio se comprueba la relación inversa documentada para el río Torres, ya que para altos niveles de OD se evidencia un decaimiento en la DBO. De manera complementaria, la interdependencia de estas variables también son un indicativo de la capacidad de autodepuración, ya que para el río Bermúdez en la parte baja, se evidencia una disminución en la carga orgánica a causa de los procesos de asimilación.

Adicional a las variables anteriores, se muestra en la **figura 4** el perfil de temperatura para las tres secciones de muestreo para el río Torres y el río Bermúdez. En este caso, se incluye el comportamiento de la temperatura como variable control, siendo esta menos dependiente de los procesos de reaireación, dilución y características hidráulicas entre tramos. Como parte de los resultados, se muestra un comportamiento más homogéneo entre tramos y un buen ajuste entre el perfil simulado y observaciones de campo, con un rango de variación entre 17 y 25 °C. Con respecto a variaciones espaciales, se registra un ligero aumento hacia la parte baja de ambas microcuencas, esto se relaciona a la carga de contaminantes.

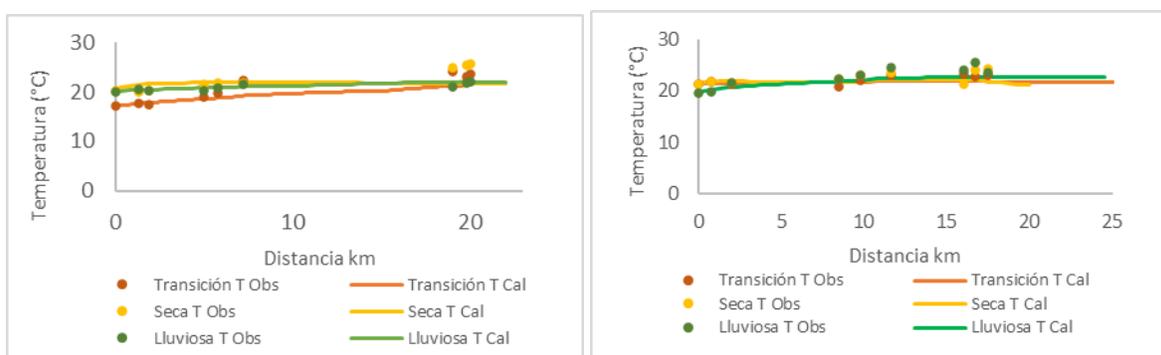


Figura 4. Calibración de la Temperatura en el modelo Qual2kw6® para el río Torres y el Bermúdez según campañas de muestreo. Fuente: Elaboración Propia.

Escenarios proyectados para el río Torres

Modelaciones de Oxígeno Disuelto y Temperatura

Las proyecciones para los años 2050 y 2080 muestran una reducción del oxígeno disuelto en todas las partes de la microcuenca (**tabla 4**). En promedio la disminución para el 2080 es de un 16.5 % en la parte media, 9.6 % la parte alta y 4.2 % en la parte baja,

presentando la época de transición la mayor reducción observada (24.7 %). Esta pérdida en la OD del río se debe principalmente al aumento de temperatura y procesos de degradación de la materia por parte de bacterias aerobias presentes en el medio acuático (Monte, 2013).

Durante la época seca, el OD disminuye en un 5% mientras que para la época lluviosa este se reduce en una menor medida (<1%) a lo observado en los demás períodos. Este comportamiento es debido principalmente al aumento de las precipitaciones, lo cual provoca un mayor caudal y una mayor generación de turbulencias que favorecen los procesos de transferencia de oxígeno.

Tabla 4.

Concentración de oxígeno disuelto en las diferentes partes de la microcuenca del río Torres en la actualidad y los escenarios para los años 2050 y 2080

Parte de la microcuenca	Oxígeno disuelto (mg/L)					
	Actual		Escenario 2050		Escenario 2080	
	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.
Baja	7.29	1.26	7.13	1.07	6.98	1.06
Media	7.29	1.30	6.71	1.56	6.09	2.25
Alta	6.55	2.23	6.35	1.97	5.92	2.15
Promedio general	7.04	1.60	6.73	1.53	6.33	1.82

Fuente: Elaboración propia

Nota: D.E. = Desviación estándar

Para la época de transición, los picos de menor OD presentes en el río coinciden con los puntos en la distancia del río en donde se realizan vertidos de aguas residuales. En este sentido, en la parte media se obtuvo en promedio para el escenario del 2050 una proyección de 6.1 mg/L, mientras que para el 2080 se reduce a 4.4 mg/L.

En la **figura 5** se indica para la variable de OD un umbral de 5 mg/L, valores por debajo de este nivel ejercen una presión sobre los organismos acuáticos (Lamingo-Llumiquinga & Moreno-Garzón, 2014), condición que sucede en la parte media durante la época de transición para los escenarios de estudio alcanzando valores de hasta 2 mg/L.

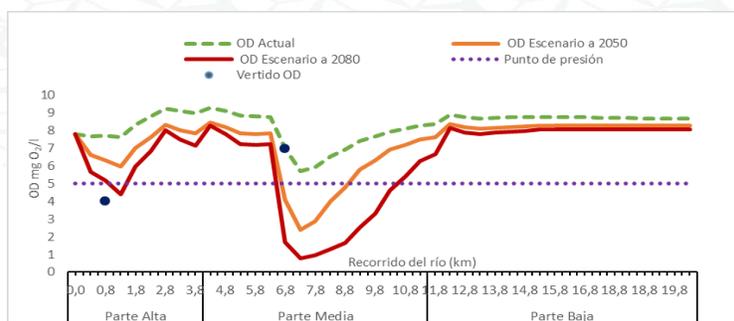


Figura 5. Proyecciones del Oxígeno Disuelto para el río Torres para los años 2050 y 2080, durante el periodo de transición de lluvioso a seco. Fuente: Elaboración propia.

Con respecto a la temperatura del agua, en toda la microcuenca y épocas evaluados, se observa un aumento promedio de 1.5 °C.

Modelaciones de Demanda Bioquímica de Oxígeno

Con respecto al DBO se obtuvo que para ambos escenarios se proyecta un aumento promedio de 10 mg/L (23%), el cual tiende a ser mayor en la época de transición con altos picos de demanda en la parte media de la microcuenca, coincidiendo con uno de los vertidos. De esta forma, durante la transición, los valores de DBO promedios pasaron de 6.5 mg/L a 7.9 mg/L y 12.6 mg/L para los años 2050 y 2080, respectivamente (**figura 6**). En la época seca, los valores actuales promedio registrados fueron 55.2 mg/L, los cuales aumentaron a 57.8 mg/L para el año 2080, mientras que para el periodo lluvioso los valores pasaron de 66.95 mg/L a 88.4 mg/L (**figura 7**).

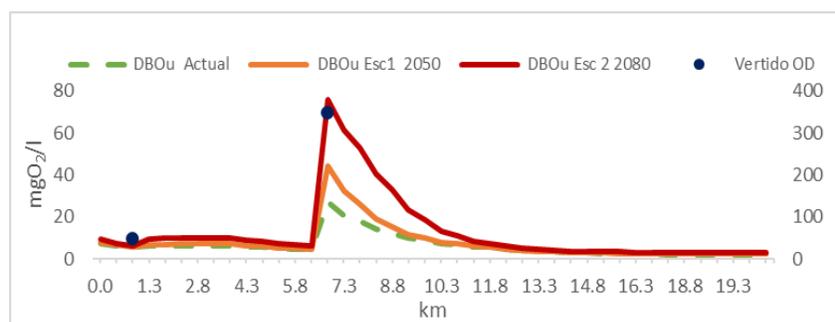


Figura 6. Proyecciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno del Río Torres para los años 2050 y 2080, durante el periodo de transición de lluvioso a seco. Fuente: Elaboración propia.

Según el Decreto Ejecutivo 33903-MINAE-S (MINAE, 2007), los valores de DBO mayores a 15 mg/L son considerados como ríos con una contaminación severa; tal es el caso del río Torres en la parte media de la microcuenca. No obstante, para la época de transición se observa un proceso de autodepuración en la microcuenca debido a valores de DBO menores a 10 mg/L entre la sección media y baja del río (**figura 6**).

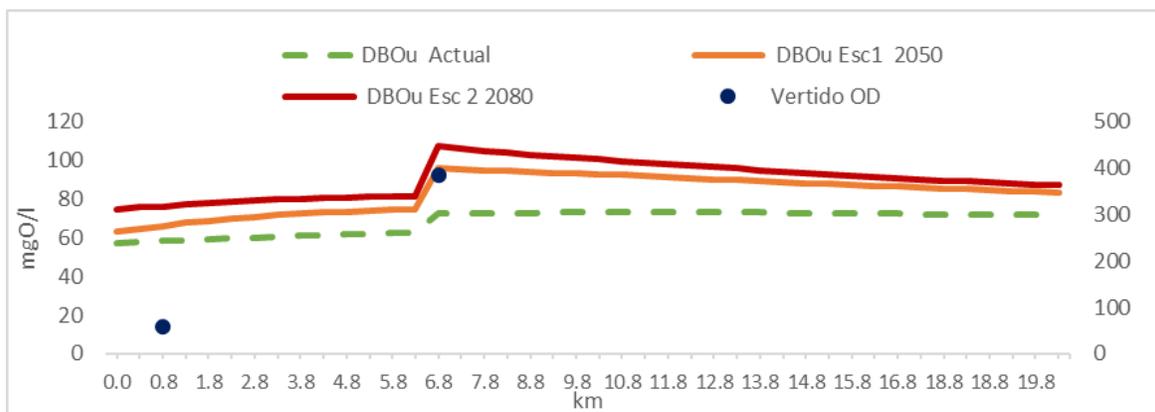


Figura 7. Proyecciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno del Río Torres para los años 2050 y 2080, durante el periodo de lluvioso. Fuente: Elaboración propia.

Escenarios proyectados para el río Bermúdez

Modelaciones de Oxígeno Disuelto y Temperatura

En las proyecciones a 2050 y 2080 de la microcuenca del río Bermúdez, al contrario del río Torres, se observan muy pocas reducciones en los valores de OD a lo largo de todo el río (**tabla 5**), sin embargo, los valores de OD en promedio son menores a los obtenidos en la otra microcuenca. En efecto, se registraron valores promedio para ambos escenarios de 4.85 mg/L, lo cual equivale a una reducción del 2.3%.

Los resultados proyectados más bajos de OD se obtuvieron para la época lluviosa y en la parte baja de la microcuenca con valores de 1.61 mg/L, mientras que los mayores cambios en las concentraciones se registraron en la parte alta durante el periodo seco (**figura 8**). En comparación con los valores promedio proyectados para río Torres (6.33 mg/L), el río Bermúdez presenta aproximadamente 1.5 mg/L de OD menos al año 2080, acercándose más al punto crítico para las especies acuáticas (Lamingo y Moreno, 2014).

Tabla 5.

Concentración de oxígeno disuelto en las diferentes partes de la microcuenca del río Bermúdez en la actualidad y los escenarios para los años 2050 y 2080

Parte de la microcuenca	Oxígeno disuelto (mg/L)					
	Actual		Escenario 2050		Escenario 2080	
	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.
Baja	2.61	2.13	2.62	2.11	2.60	2.16
Media	4.79	3.18	4.63	2.88	4.75	3.00
Alta	7.51	2.84	7.30	3.36	7.21	3.41
Promedio general	4.97	2.72	4.85	2.78	4.85	2.82

Fuente: Elaboración propia

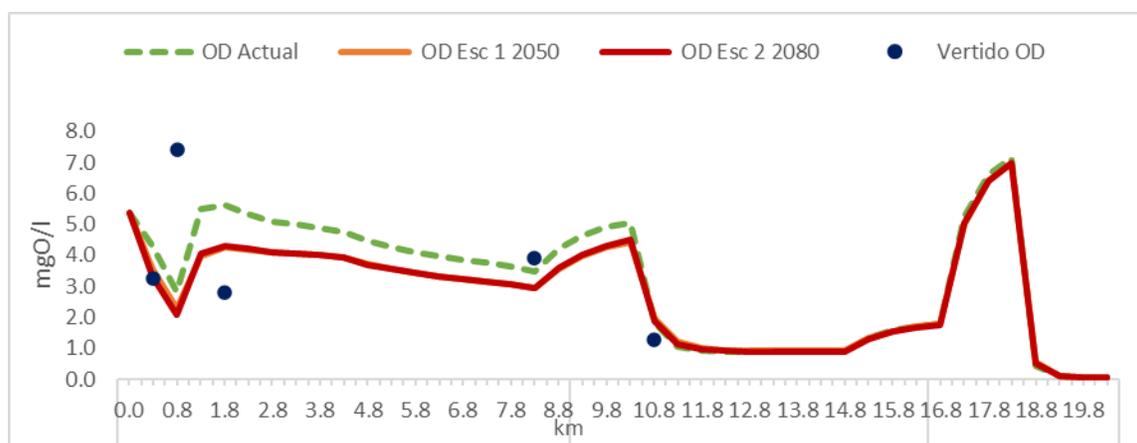


Figura 8. Proyecciones del Oxígeno Disuelto para el Bermúdez para los años 2050 y 2080, durante el periodo seco. Fuente: Elaboración propia

Modelaciones de Demanda Bioquímica de Oxígeno

Tanto los valores actuales como los valores proyectados a futuro por el modelo son los más altos registrados entre ambos ríos. En promedio la DBO fue de 254 mg/L, siendo la parte alta la que presenta los valores más bajos (80 mg/L) y la parte media los más altos (404 mg/L). Esto se debe a que en el río Bermúdez, en la parte media, existe la quebrada tributaria la Guaria que contiene altas concentraciones de DBO.

Los escenarios no proyectaron un aumento de la DBO a lo largo de recorrido de 20 km de la microcuenca del río Bermúdez. De esta manera, al observar los valores obtenidos para la época seca, lluviosa y de transición para 2050 y 2080 no hay diferencias con los datos actuales, esto se puede deber a que se requiera una caracterización más detallada de la microcuenca.

Conclusiones

Los escenarios con perspectiva de cambio climático considerando un aumento en la temperatura del aire y disminución de caudales mostraron que el río Bermúdez se ve más afectado en comparación al río Torres, según proyecciones para el 2050 y el 2080. Como parte de las tendencias, la modelación ambiental proyectó una reducción en el Oxígeno Disuelto y un aumento de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en ambas microcuencas, siendo estos comportamientos indicativos de un deterioro de la calidad del recurso hídrico. De manera específica, la época de transición del periodo lluvioso al seco presentó un mayor impacto en las variables de estudio.

Con respecto a la modelación de la línea base, se obtuvo de manera general un ajuste variable entre los valores experimentales y los modelados para los parámetros de calidad de agua estudiados (oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno). Este comportamiento mostró una relación con las diferentes secciones de las microcuencas, siendo la parte alta la que presentó un mejor ajuste. Por su parte, las condiciones hidráulicas uniformes presentes en el río Torres contribuyeron a una menor variabilidad en la calibración del modelo con respecto al río Bermúdez para todas las secciones de medición.

Como alternativa para el futuro se propone tomar en cuenta la variabilidad temporal y espacial de las microcuencas de estudio, considerando modificaciones en la normativa actual de vertido y reutilización de aguas residuales, para el establecimiento de valores límites de descarga en los parámetros de calidad del agua tomando como referencia las características del cuerpo receptor, época climática y sección de la microcuenca. Además, es necesario complementar este tipo de modelación ambiental con estudios de uso de suelo, que permitan evaluar el impacto del desarrollo urbanístico en las diferentes secciones de la microcuencas y calidad del recurso hídrico.

Referencias

- Abdeveis, S., Sedghi, H., Hassonizadeh, H., y Babazadeh, H. (2020). Application of Water Quality Index and Water Quality Model QUAL2K for Evaluation of Pollutants in Dez River, Iran. *Water Resources*, 47, 892-903. <https://doi.org/10.1134/S0097807820050188>
- Alvarado, L., Contreras, W., Alfaro, M., y Jiménez, E. (2012). Escenarios de cambio climático regionalizados para Costa Rica. Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones (MINAET), Instituto Meteorológico Nacional (IMN), & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). <http://cglobal.imn.ac.cr/documentos/publicaciones/EscenariosCambioClimatico/escenariosCCRegionalizados2012.pdf>
- Atuel, F. (2016). Estudio de la capacidad de autodepuración de los cursos de agua interiores de la provincia de Entre Ríos. Trabajo integrador. Facultad Regional Concepción del Uruguay, Universidad Tecnológica Nacional, Uruguay. <https://ria.utn.edu.ar/bitstream/handle/20.500.12272/898/TRABAJO%20FINAL%20-%20Retamal%20-%20Aprobado%20A4.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Bedoya-Llanos, S., y Lozano-Benítez, N. (2019). Comparación de resultados arrojados por un modelo simplificado a partir de información de corrientes poco complejas simuladas en Qual2kw. Tesis de Administrador Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira. Colombia. <https://repositorio.utp.edu.co/server/api/core/bitstreams/7bcaa5f8-42ec-4ebe-9750-d0b7238ffcea/content>
- Bracho, L., Angulo, L., y Díaz, L. (2016). Evaluación del software qual2k en fuentes receptoras de vertimientos de residuos líquidos en algunos puntos del río Cesar (Colombia) impactados por actividad minera. *Multiciencias*, 16(1), 5-13. <https://www.redalyc.org/pdf/904/90450808002.pdf>
- Bravo, L., Saldaña, P., Izurieta, J., y Mijangos, M. (2013). La importancia de la contaminación difusa en México y en el mundo. Atl El Portal del agua desde México. Cátedra UNESCO e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Consultado

en noviembre 2022. http://www.atl.org.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=5955:la-importancia-de-la-contaminacion-difusa-en-mexico-y-en-el-mundo&catid=171:proyectos-imta&Itemid=863

Buitrago, C., Hernández, J., y González, J. (2018). Guía Nacional de modelación del recurso hídrico para agua superficiales continentales. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/15.-Anexo-15-Guia-Nacional-de-Modelacion-del-Recurso-Hidrico.pdf>

Buzolich, G., Donal, M., Reynolds, J., y Torres, L. (2007). Capacidad potencial de las franjas ribereñas del Río Bermúdez para reducir la erosión. Recursos Naturales y Ambiente, 51-52, 175-183. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/5856>

Castro, M. (2015). Aplicación del qual2kw en la modelación de la calidad del agua del río Guacaica, departamento de Caldas, Colombia. Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia. Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/55604>

Chapra, S., Pelletier, G., y Tao, H. (2008). QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Version 2.11: Documentation and User's Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA., USA. <http://www.ecs.umass.edu/cee/reckhow/courses/577/Qual2/Q2KDocv2.11b8%20v211.pdf>

Cotler, H., Galindo, A., González, I., Pineda, R., y Ríos, E. (2013). Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/Cuencas_final_2014.pdf

Fallas, N. (2015). Mapas de susceptibilidad al deslizamiento en las microcuencas de los ríos Torres y Tibás, Costa Rica. Tesis de Licenciatura, Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica. Costa Rica.

https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/6354/mapas_susceptibilidad_d_ eslizamiento_microcuencas.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Hernández, A., y Ulate, M. (2016). Determinación del impacto en la calidad del agua en la parte alta de la microcuenca del río Porrosatí, por vertido de agua residuales, para la realización de planes y acciones de manejo de recursos hídricos. Costa Rica. Licenciatura en Manejo de Recursos Hídricos, Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar, Universidad Nacional. Costa Rica.

https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/6354/mapas_susceptibilidad_d_ eslizamiento_microcuencas.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Hernando, L., y Orozco, R. (2015). Disponibilidad del recurso hídrico en la microcuenca del río Bermúdez. Región Central de Costa Rica. Observatorio Medioambiental, 18, 165-181. http://dx.doi.org/10.5209/rev_OBMD.2015.v18.51289

Herrera, J., Rodríguez, S., Rojas, J. F., Herrera, E., y Chaves, M. (2013). Variación temporal y espacial de la calidad de las aguas superficiales en la subcuenca del río Virilla (Costa Rica) entre 2006 y 2010. Revista de Ciencias Ambientales, 45(1), 51-62. <http://dx.doi.org/10.15359/rca.45-1.5>

Jitolis, J., Awang, A., y Bolong, N. (2021). Water quality modelling using QUAL2K at Likas River, Sabah. Transactions on Science and Technology, 8(3-2), 363-371. https://www.researchgate.net/publication/357766679_Water_quality_modelling_using_QUAL2K_at_Likas_River_Sabah

Kannel, P., Lee, S., Lee, Y., Kanel, S., y Pelletier, G.(2007). Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. Ecological Modelling, 202(3.4), 503-517. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.033>

Lamingo, J., y Moreno, V. (2014). Análisis del comportamiento del oxígeno disuelto y la demanda química de oxígeno en tres puntos (Lasso, Latacunga, Salcedo) del río Cutuchi, en la provincia de Cotopaxi, cantón Latacunga, periodo 2013-2014. Trabajo de investigación de Ingeniero en Medio Ambiente, Carrera de Ingeniería de Medio

Ambiente, Universidad Técnica de Cotopaxi. Ecuador.
<http://repositorio.utc.edu.ec/handle/27000/2753>

Ministerio de Ambiente y Energía. (2007). Decreto por el que se establece el reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales. Decreto No. 33903-MINAE-S. Diario Oficial La Gaceta, 178, 1-16.
<https://www.aya.go.cr/centroDocumetacion/catalogoGeneral/Reglamento%20evaluaci%C3%B3n%20y%20clasificaci%C3%B3n%20de%20calidad%20de%20cuerpos%20de%20agua%20superficiales.pdf>

Monte, R. (2013). Metodología para evaluar la modificación de la capacidad de autodepuración de los ríos por efecto del cambio climático. Tesis de Doctorado en Ingeniería. Programa de maestría y doctorado en Ingeniería Ambiental – Agua, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
<http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/6002/tesis.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Piatka, D., Wild, R., Hartmann, J., Kaule, R., Kaule, L., Gilfedder, B., Peiffer, S., Geist, J., Beierkuhnlein, C., y Barth, J. (2021). Transfer and transformations of oxygen in rivers as catchment reflectors of continental landscapes: A review. *Earth-Science Reviews*, 220, 1-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103729>

Pelletier, G., Chapra, S., y Tao, H. (2006). QUAL2Kw – A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. *Environmental Modelling & Software*, 21(3), 419-425.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.07.002>

Posada, E., Mojica, D., Pino, N., Bustamante, C., y Monzón, A. (2013). Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura. Aplicación al caso del río Medellín, en el Valle de Aburrá en Colombia. *Dyna*, 80(181), 192-200.
<http://www.scielo.org.co/pdf/dyna/v80n181/v80n181a21.pdf>

50 Poveda, G., Vélez, J., Mesa, O., Ceballos, L., Zuluaga, M., y Hoyos, C. (2002). Estimación de caudales mínimos para Colombia mediante regionalización y aplicación de la

curva de recesión de caudales. Meteorología Colombiana, 6, 73-80.

<http://168.176.14.11/fileadmin/>

content/geociencias/revista_meteorologia_colombiana/numero06/06_08.pdf

Trujillo, A., Peraza, M., Marina, J., y Feoli, S. (2017). Evaluación del Corredor Interurbano Río Torres, Costa Rica. Revista Forestal Mesoamericana Kurú, 14(34), 53-62.

<http://dx.doi.org/10.18845/rfmk.v14i34.3001>

Vargas, B. (2015). Propuesta de Educación Ambiental en el Marco del proyecto del río Torres. Práctica profesional de Bachillerato en Gestión Ambiental, Universidad Nacional. Costa Rica.

<https://investiga.uned.ac.cr/gecos/wp-content/uploads/sites/12/2019/11/PPS-UNA-Brenda.pdf>

Villalobos, H. (2008). Calibración del modelo matemático QUAL2K para el análisis de calidad del agua para el caso de un río específico en Costa Rica. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad de Costa Rica.

<https://docplayer.es/55929749-Universidad-de-costa-rica-facultad-de-ingenieria-escuela-de-ingenieria-civil.html>