2022 |

INGENIERÍA HIDRÁULICA Y AMBIENTAL

Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, CUJAE
Revista científica del Centro de Investigaciones Hidráulicas

ISSN 2788-6050, RNPS 2066

03
XLIII

EQUIPO EDITORIAL

La revista Ingeniería Hidráulica y Ambiental tiene el propósito de divulgar el conocimiento y contribuir al intercambio de experiencias y la comunicación entre los profesionales y técnicos de habla española. Los temas de interés para la revista incluyen contenidos en la solución de problemas, aplicaciones y desarrollo de la ingeniería hidráulica.

Editor-Director
Dr. José Bienvenido Martínez Rodríguez

Consejo Editorial
Dra. Maray Garrido Monagas *(Directora)*
Dra. Haydee Llanusa Ruiz *(Secretaria de la publicación)*
Dr. Yoermes González Haramboure
Dr. Rafael Pardo Gómez
Dr. Norberto Marrero De León
Dr. Alcides Juan Felipe León Méndez
Dr. Armando Hernández Valdés

Consejo Asesor
Damir Brjanovic, *Instituto UNESCO-IHE, Holanda*
Daniel Prats Rico, *Universidad de Alicante, España*
Joaquín Moreno Caselles, *Universidad Miguel Enrique de Elche, España*
Nahún García Villanueva, *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México*
Raúl Lopardo, *Instituto Nacional del Agua, Argentina*
Alejandro López, *Laboratorio Nacional de Hidráulica, Santiago de Chile*
Jaime Iván Ordóñez, *Universidad Nacional de Colombia, Colombia*
Rafael Guarga Ferro, *Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay*
Abrahán López, *Universidad Francisco de Miranda, Venezuela*
Miguel A. Perozo Ynestroza, *Universidad Francisco de Miranda, Venezuela*
Cristóbal Díaz Morejón, *Ministerio de Ciencia Tecnología y Mediaombiente (CITMA), Cuba*
Alina Hernández Tur, *Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH), Cuba*
Rafael Feitó Olivera, *Unión Nacional de Arquitectos e Ingenieros de Cuba (UNAICC), Cuba*
Julián Herrera Puebla, *Instituto de Investigación de Riego, Cuba*
Lorenzo E. Camejo Barreiro, *Universidad de Ciego de Ávila, Cuba*
Alfonso Suárez Reytor, *Universidad de Oriente, Cuba*
Eric Cabrera Estupiñán, *Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Ecuador*
Luis Córdova López, *Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría" (CUJAE), Cuba*
Yoel Martínez González, *Instituto Superior de Ciencias y Tecnologías Aplicada, Cuba*
Ronnie Torres Hugues, *Centro de Servicios Técnicos de Ingeniería y Tecnología de la Construcción, Cuba*
Ifraín Osa Bernal, *HELVEX, Cuba*
Eduardo López Bastida, *Universidad de Cienfuegos, Cuba*
Javier Orccosupa, *Universidad Tecnológica del Perú, Perú*
Natividad Ramírez Ramírez, *Universidad de Guanajuato, México*
Carlos M. López Vázquez, *Instituto UNESCO-IHE, Holanda*
Julio Iván González Piedra, *Universidad de La Habana, Cuba*
Carlos Javier Fernández de Córdova Webster, *Universidad del Azuay, Ecuador*
Lamberto Alvarez Gil, Universidad Central de Las Villas (UCLV), Cuba
Felicita González, *Instituto de Investigación de Riego, Cuba*
Enrique Cisneros, *Instituto de Investigación de Riego, Cuba*

Vol. XLIII
No. 02 (Abr-Jun 2022)
ISSN 2788-6050, RNPS 2066

01	Rafael Miguel Pacheco Moya Pavel Vargas Rodríguez	Propuesta de metodología para la gestión eficiente del agua en zonas regables de Cuba	3 12
02	Ana María Aveiga Ortiz Carlos Luis Banchón Bajaña Laura Gema Mendoza Cedeño José Manuel Calderón Pincay María Isabel Delgado Moreira	Distribución de metales pesados en agua, sedimentos y peces del río Carrizal, Ecuador	13 23
03	Carlos Menéndez Gutiérrez	La sedimentación secundaria en los tratamientos biológicos de aguas residuales	24 33
04	Gladis Yera Digat Irenis Abad Ramírez Martha de la Caridad Suárez Acuña	Caracterización de la intrusión salina en la subcuenca Najasa, cuenca Costera Sur de Camagüey, Cuba	34 50
05	Edgar Stefano Luis F. Córdova López	Estudio de la surgencia durante eventos de inundación costera en la costa sur-occidental de Cuba	51 63
06	Isaida Flores Berenguer Yoermes González Haramboure Jany Leidys Días Acosta Jenny García Tristá	Estudio de la estabilidad de taludes ante procesos de desembalse rápido en presas	64 72
07	Maray Garrido Monagas Carlos J. Fernández de Córdova Webster Modesto R. Gómez Crespo	Obtención de similitudes entre eventos como apoyo a la toma de decisiones	73 86
08	Alcides Juan Felipe León Méndez Jorge Ramírez Beltrán Edgar Stefano	Flujómetros proporcionales: opciones, alcance y limitaciones	87 106

Propuesta de metodología para la gestión eficiente del agua en zonas regables de Cuba

Rafael Miguel Pacheco Moya E-MAIL: rpacheco@uo.edu.cu
Departamento de Ingeniería Hidráulica. Universidad de Oriente.
Pável Vargas Rodríguez E-MAIL: pvargas@uo.edu.cu
Departamento de Ingeniería Hidráulica. Universidad de Oriente.

RESUMEN

La eficiencia de los sistemas de riego constituye un tema prioritario para la mayoría de los países del mundo y Cuba no está exenta de esta problemática. Uno de los problemas que afectan a las áreas bajo riego en la agricultura cubana es la baja eficiencia durante el manejo del agua, por esta razón, no es suficiente continuar implantando novedosas tecnologías en las instalaciones agrícolas, este esfuerzo debe complementarse con un nivel adecuado de utilización eficiente del agua y la energía, que garantice la conservación de estos importantes recursos. En este contexto, la presente propuesta metodológica pretende contribuir a mejorar la gestión eficiente del agua de riego en las Empresas Agropecuarias cubanas, mediante el empleo de herramientas y procedimientos basados en la investigación científica e innovación, utilizados a nivel internacional.

PALABRAS CLAVES: eficiencia, empresas agropecuarias cubanas, gestión eficiente del agua de riego, investigación científica e innovación, propuesta metodológica.

Proposal of a methodology for the efficient management of water in irrigable areas of Cuba

ABSTRACT

The efficiency of irrigation systems is a priority issue for most countries in the world and Cuba is not exempt from this problem. One of the problems that affects the areas under irrigation in Cuban agriculture is the low efficiency during water management, for this reason, it is not enough to continue implementing new technologies in agricultural facilities, this effort must be complemented with an adequate level of efficient use of water and energy, which guarantees the conservation of these important resources. In this context, this methodological proposal aims to contribute to improving the efficient management of irrigation water in Cuban Agricultural Companies, through the use of tools and procedures based on scientific research and innovation, used internationally.

KEYWORDS: efficiency, cuban agricultural companies, efficient management of irrigation water, scientific research and innovation, methodological proposal.

CITMA CERTIFICADO

Marzo 2022-RECIBIDO *APROBADO-Marzo 2022*

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

La adecuada gestión de los sistemas de riego se viene reconociendo cada día como un medio indispensable para conseguir el éxito de la agricultura de regadío. En los últimos años, ha habido un interés por estudiar los sistemas de riego existentes con el propósito de identificar qué mejoras se pueden aplicar en lo que respecta a su operación y mantenimiento. Los principios institucionales y técnicos que rigen la gestión de los sistemas de riego parten de una adecuada gestión del agua, lo cual permite elevar la productividad de la tierra y con ello asegurar una elevada producción tanto para el consumo directo de la población como para el comercio, favoreciendo así la producción de los excedentes económicos necesarios para elevar las economías.

Según Olmedo (2017), la mayoría de los sistemas de regadío del mundo están funcionando por debajo de su capacidad y no se ajustan a las necesidades de la agricultura actual. El bajo nivel de productividad del agua asociado a la gestión de estos sistemas conlleva menores oportunidades de utilizar eficazmente los recursos y obtener rendimientos económicos.

La disponibilidad de agua de riego es un factor que limita la producción creciente de alimentos, sobre todo en las zonas áridas y semiáridas, donde los recursos hídricos son escasos y, en gran medida, irán disminuyendo como consecuencia del cambio climático (Rodríguez 2003).

La eficiencia de riego implica aprovechar de la mejor manera posible el volumen de agua asignada para cada cultivo, aplicando la cantidad necesaria en el momento oportuno; con el propósito de obtener mayores ingresos en la producción agrícola; además, de lograr una sustentabilidad socialmente justa, económicamente rentable y ecológicamente amigable con el medio ambiente; para las generaciones futuras a nivel mundial (Olmedo 2017).

En Cuba los recursos hídricos disponibles anuales per cápita son limitados y están heterogéneamente distribuidos, siendo las provincias habaneras y las orientales, con excepción de Granma, las menos favorecidas. La media nacional de 1220 m3/hab./año sitúa al país en la categoría de países con elevada intensidad en la presión sobre sus recursos hídricos, con situación de escasez y donde el ritmo de utilización supera la renovación natural del recurso (Díaz 2018).

Mejorar los indicadores de sostenibilidad sobre el uso y manejo de los recursos hídricos en Cuba, será uno de los desafíos que tendrá que enfrentar el país en los próximos años a través de una mejor gestión de las aguas, sobre todo en los sistemas de riego donde los niveles de eficiencias alcanzados son bajos. Problemas como la baja eficiencia de conducción, distribución y aplicación del agua de riego, el uso de volúmenes de agua excesivos para el riego de cultivos, e ingresos insuficientes para operación y mantenimiento de los sistemas de riego, se presentan como algunos de los inconvenientes en la gestión deficiente del riego en el país.

La combinación de los factores naturales y antrópicos que inciden en los recursos hídricos de Cuba, así como el agravamiento de sus impactos como consecuencia del cambio climático, ponen de manifiesto que el agua es un indicador determinante en el modelo cubano de sostenibilidad, para garantizar su desarrollo, así como su seguridad ambiental y alimentaria, lo que sólo será posible mediante la gestión sostenible de sus recursos hídricos, sobre la base de la eficiencia, el ahorro y su protección (Díaz 2018).

El balance de agua en la agricultura constituye un indicador de peso en la economía cubana, en este contexto, se propone la siguiente metodología para la gestión eficiente del agua de riego en Empresas agropecuarias cubanas sobre la base de herramientas científicas empleadas a nivel

internacional que permiten optimizar los sistemas de riego actuales con el objetivo de aumentar la productividad por unidad de superficie, reduciendo al máximo el consumo de agua, lo cual va a contribuir a la soberanía alimentaria del país y a la sustitución de importaciones.

02 HERRAMIENTAS Y CONCEPTOS EN LOS QUE SE SUSTENTA LA METODOLOGÍA

La metodología que se propone para la gestión eficiente del agua de riego en zonas regables de Cuba, se fundamenta en un conjunto de instrumentos novedosos empleados a nivel internacional con el objetivo de aumentar la eficiencia y la productividad en los sistemas de riego. Estas herramientas son los indicadores de gestión y la comparación de los mismos mediante las técnicas de benchmarking. Además del empleo de técnicas de análisis de datos, como son: técnicas de Análisis de Envolventes de Datos (DEA, por sus siglas en inglés), de análisis de componentes principales (ACP), de análisis de clúster (AC) y la obtención de un índice de calidad (ICGR), con el propósito de indagar en la calidad de la gestión de una zona regable para proponer medidas encaminadas a la mejora.

INDICADORES DE GESTIÓN

El Banco Mundial (WB, por sus siglas en inglés), con el objetivo de optimizar al máximo las inversiones realizadas en obras para la creación y mejora de regadíos, lideró una iniciativa para el desarrollo, junto con otras organizaciones internacionales relacionadas con el regadío como son: Programa Internacional para las investigaciones tecnológicas de Riego y Drenaje (IPTRID); Organización mundial para la Agricultura y la Alimentación (FAO); Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI) y Comisión Internacional de Riego y Drenaje (ICID). Dicha iniciativa se basó en crear un sistema de indicadores de gestión para la comparación de zonas regables de cualquier parte del mundo, sentando las bases para la aplicación de un proceso de benchmarking a las zonas regables. Este sistema de indicadores propuestos por el IPTRID y desarrollados por Malano y Burton (2001) es de aplicación universal y es válido para las zonas regables de todo el mundo pese a las diferencias que existen entre ellas, posibilitando optimizar el uso del agua.

Un indicador de gestión no es más que la expresión de una o más variables combinadas, disponibles en las áreas de riego, con el objetivo de describir las características principales de las zonas regables estudiadas. Las variables que forman los indicadores están referidas a los factores que intervienen en el proceso de producción agrícola, entre estas se encuentran la superficie regada, el volumen de agua aplicado e incluso aspectos financieros como el gasto en mantenimiento, gastos energéticos, gastos de personal, etc. (Rodríguez 2003).

A partir de la guía de Malano y Burton (2001) diversos investigadores han propuesto nuevos indicadores modificando los ya establecidos, con el propósito de perfeccionar y facilitar la interpretación de los resultados para la gestión del agua de riego en diferentes zonas regables del mundo; entre las cuales se pueden mencionar: las investigaciones realizadas en las comunidades de regantes de España y en los distritos de riego de México (Rodríguez 2003; Córcoles 2009; Abadía et al. 2010, Altamirano et al. 2017; Olmedo 2017). Los indicadores de gestión propuestos por (Malano et al. 2001) se dividen en cinco grupos:

1. Indicadores de rendimiento, relacionan la disponibilidad de agua y la superficie puesta en riego con las necesidades de los cultivos y la capacidad máxima de suministro de la red.
2. Indicadores financieros, relacionan los diferentes costos de la gestión en la empresa (de manejo del sistema, de personal y de mantenimiento) con la superficie puesta en riego, los volúmenes de agua aplicados y el número total de personas empleadas.

3. Indicadores de eficiencia de producción, los cuales estudian las relaciones entre el valor de la producción agrícola con la superficie puesta en riego, los volúmenes de agua aplicados y las necesidades de los cultivos.
4. Indicadores ambientales, estudian la calidad del agua de riego y los impactos ambientales.
5. Indicadores energéticos, relacionan el consumo energético con la superficie y el volumen de agua.

TÉCNICAS BENCHMARKING

El benchmarking, es una técnica para la búsqueda de las mejores prácticas, con el objetivo de mejorar los rendimientos de las organizaciones, mediante la experiencia obtenida del estudio de organizaciones similares o procesos equivalentes (Malano et al. 2004). Esta técnica hace uso de herramientas administrativas, estadísticas y de ingeniería para evaluar la gestión de una organización, comparando el desempeño de ésta con el de otra similar, considerada la mejor (Altamirano et al. 2017). Según los mismos autores, el benchmarking enfocado a los sistemas de riego permite llevar a cabo comparaciones simples mediante indicadores de gestión de las instancias encargadas del riego. Dicha comparación permitirá tanto corregir las deficiencias existentes como aprender de los puntos fuertes que posean cada una de las zonas regables.

TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE DATOS

Si se aplica al riego solo una evaluación comparativa a partir de los indicadores de gestión, el benchmarking puede proporcionar una imagen incompleta y tal evaluación puede ser difícil de interpretar, por lo tanto, se requieren de otras herramientas que incorporen análisis de diagnóstico para identificar aquellos factores que contribuyen de manera importante a mejorar los niveles de desempeño del servicio de riego.

Estas nuevas herramientas para el estudio de los indicadores de gestión se basan en varias técnicas de análisis de datos, como son las técnicas de Análisis de Envolventes de Datos (DEA), de análisis de componentes principales (ACP), de análisis de clúster (AC) y la propuesta de un índice de calidad de la gestión del riego (ICGR) que se basa en las técnicas de análisis de componentes principales y de clúster.

03 PROPUESTA DE METODOLOGÍA PARA LA GESTIÓN EFICIENTE DEL AGUA DE RIEGO EN ZONAS REGABLES DE CUBA.

La metodología que se propone consta de tres etapas de análisis (figura 1). Etapa 1: Identificación de eficiencia, Etapa 2: Caracterización y proceso de benchmarking y Etapa 3: Análisis y clasificación.

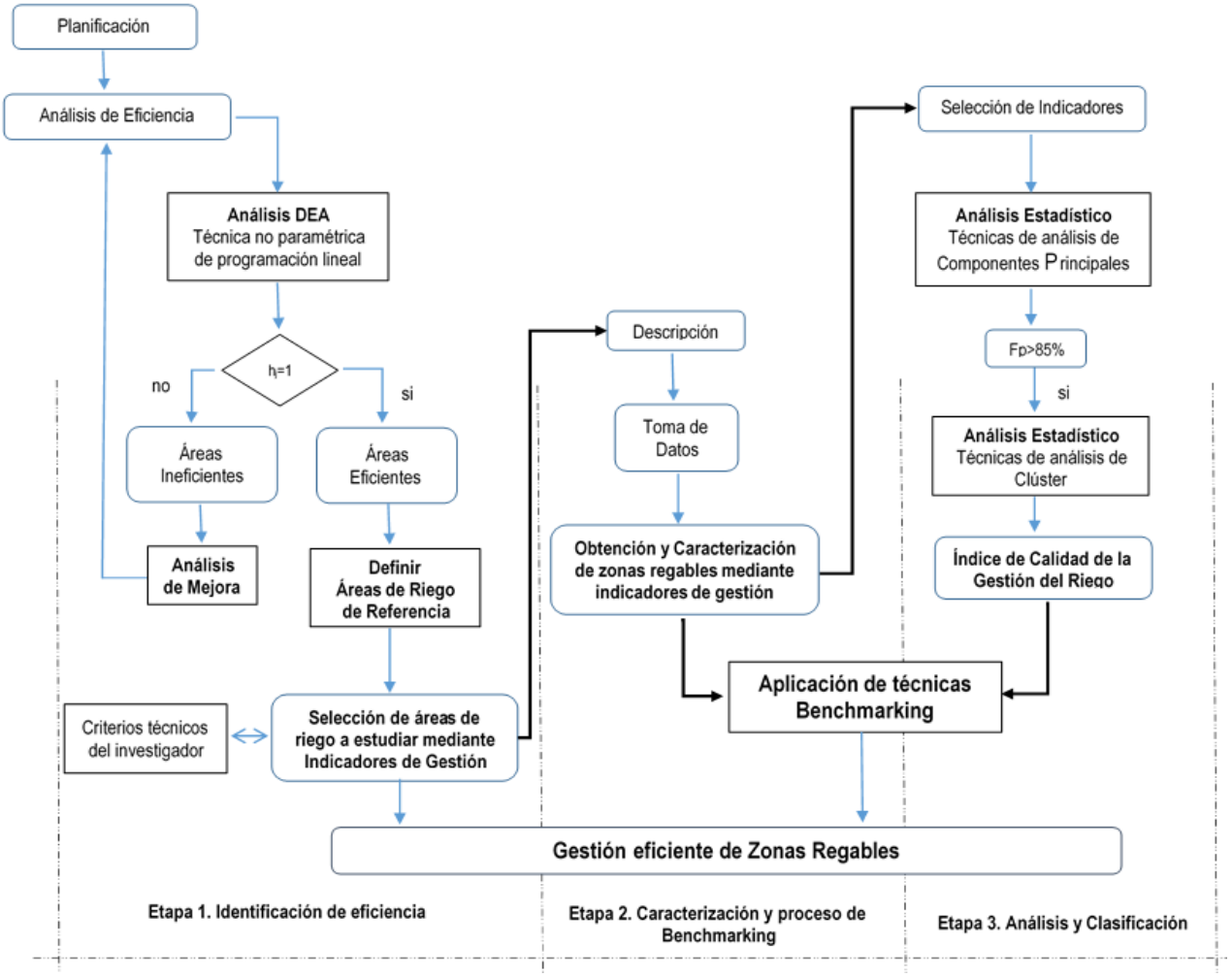

Figura 1. Propuesta de metodología para la gestión eficiente de zonas regables cubanas. (Elaboración propia)

ETAPA 1. IDENTIFICACIÓN DE EFICIENCIA.

Esta etapa tiene como objetivo identificar la eficiencia de las zonas de riego, lo cual será el primer paso para seleccionar de estas las que se analizarán a estudiar mediante indicadores de gestión y su comparación mediante técnicas de benchmarking. Es el punto de partida del análisis, encaminado a mejorar la calidad de la gestión del agua de riego y su relación con la productividad. El análisis de eficiencia se realiza aplicando las técnicas de Análisis de Envolventes de Datos (DEA) que utiliza un procedimiento no paramétrico basado en la programación lineal (Charnes et al. 1978).

El análisis de los regadíos mediante técnicas DEA permitirá conocer donde es más rentable la aplicación del agua, detectar ineficiencias locales, comparar zonas de riego de muy diversa índole (diferentes cultivos, clima, diferentes sistemas de riego o incluso diferente manejo), y conocer la eficiencia relativa de cada zona regable con respecto al resto. Dichas técnicas permiten además, saber cuál es la situación óptima de cada área de riego, indicando que factores son los que contribuyen a que una zona de riego sea eficiente o no y hacia donde se deben dirigir los esfuerzos en campañas futuras, indicando para cada caso cuales son las entradas (Inputs) que van a hacer que una zona puesta en regadío pierda eficiencia y en qué cantidad habría que reducirlos para que un área de riego llegue a ser eficiente.

La etapa se estructura en cuatro niveles: 1) Planificación, 2) Análisis de eficiencia, 3) Definición de áreas de referencia y Análisis de mejoras y 4) Selección de las áreas de riego a estudiar mediante indicadores de gestión y técnicas de benchmarking.

La planificación, consiste en establecer cuál es el propósito del estudio y qué resultados se pretenden obtener, además de realizar un diagnóstico de las zonas de riego que van a ser objeto de estudio para identificar si la empresa cuenta con toda la información necesaria para comenzar un estudio mediante indicadores de gestión. Una buena planificación va a ser clave para conseguir los resultados deseados en todo el proceso de gestión eficiente del agua de riego en zonas regables cubanas.

El análisis de eficiencia, consiste en aplicar un modelo DEA (modelo BCC con orientación a la entrada) para evaluar en qué zonas de riego la gestión del agua se realiza de una forma más eficiente al considerar el proceso de producción agrícola como un conjunto de entradas para obtener como beneficio un conjunto de salidas. En este análisis autores como Rodríguez (2003) y Olmedo (2017), consideran que una forma aproximada de caracterizar el proceso sería analizando tres variables de entrada (inputs): superficie regada (ha), costos de producción (millones de pesos) y volumen total para la superficie regada (millones de m^3); así como una variable de salida (output) que es: el valor total de la producción (millones de pesos).

Aplicando las técnicas DEA se puede responder a las siguientes preguntas: ¿cuáles son las áreas de riego eficiente e ineficiente?, ¿cuáles son las áreas de riego de referencia? y ¿cuáles son las mejoras potenciales que deben realizar las áreas de riego menos eficientes para alcanzar la eficiencia?

La definición de áreas de referencia, consiste en definir cuáles son las áreas de riego de referencia a las que deberían tender las ineficientes. Una de las exigencias de las técnicas DEA es que las unidades a evaluar sean homogéneas. Para que el análisis pueda ser utilizado en identificar cuáles son las organizaciones que hacen una mejor utilización de sus recursos es necesario eliminar el efecto, de que factores externos puedan causar en el nivel de eficiencia que cada organización consigue (Goñi, 1998 referenciado por Olmedo 2017). Una forma de identificar el factor o el conjunto de factores externos que pueden afectar los niveles de eficiencia alcanzados, es estableciendo grupos de organizaciones homogéneos que permitan servir como marco de referencia para establecer la frontera eficiente. La idea de emplear diversos grupos para evaluar la eficiencia se debe a que, cuando es mayor el número de unidades analizadas menor es la homogeneidad dentro de la misma. Para intentar estudiar si dos grupos presentan diferencias significativas, desde un punto de vista estadístico, se usa el test desarrollado por Wilcoxon- Mann- Whitney. Por otro lado, en las técnicas DEA el número de Peers Decision Making Units; indica el número de áreas de riego eficientes que forman parte del conjunto de referencia de las áreas de riego ineficientes.

El análisis de mejoras, consiste en indicar cuánto y en qué factores un área ineficiente debe mejorar para alcanzar la máxima eficiencia. Esta información permite establecer objetivos que podrían guiar la mejora del desempeño de las áreas menos eficientes. Las mejoras potenciales nos muestran el valor observado, el valor objetivo y el porcentaje de cada variable Input/Output para cada campaña agrícola analizada.

En este nivel se está en condiciones de definir los valores de holguras. El análisis de holguras en las variables consideradas del modelo DEA, indica la orientación en que deberán de corregirse los niveles de eficiencia de las áreas de riego establecidas en el estudio. Un valor de holgura input

significa las disminuciones necesarias de los propios inputs para transformar un área de riego en eficiente; es decir, las áreas de riego que alcanzaron un valor θ0 = 1 y sus holguras son cero, se consideran como eficientes.

La selección de áreas de riego, consiste en elegir de todas las áreas de riego estudiadas las más representativas e interesantes para ser caracterizadas mediante indicadores de gestión. Para la selección se aplicará el criterio técnico del investigador teniendo en cuenta la variabilidad de los distintos parámetros que se encuentran en los sistemas de riego de la zona objeto de estudio, además de la disponibilidad de los datos necesarios para la caracterización.

ETAPA 2. CARACTERIZACIÓN Y PROCESO DE BENCHMARKING

Esta etapa tiene como objetivo caracterizar las zonas de riego mediante indicadores de gestión y la posterior comparación de los mismos mediante técnicas de benchmarking para detectar los problemas existentes en las zonas regables, además de dar soluciones para la mejora, basada en comparaciones con otras zonas.

Para la caracterización se propone emplear los indicadores de gestión desarrollados por el IPTRID, los cuales tratan los principales aspectos de la gestión de una zona regable y son de aplicación universal. La etapa se estructura en tres niveles que son: 1) Descripción de las áreas de riego seleccionadas, 2) Toma de datos, 3) Obtención y caracterización de zonas regables mediante indicadores de gestión.

La descripción de las áreas de riego, consiste en aplicar unas series de indicadores descriptores para detallar el entorno de las zonas de riego y la infraestructura de riego existente, con el fin de conocer qué áreas serían las adecuadas para ser comparadas entre sí, a pesar de que posean condiciones similares o diferentes, además de ayudar en la determinación de las relaciones causa-efecto que han llevado a una zona de riego a una buena o mala gestión. Como segundo momento en este nivel se deben definir dentro del conjunto de indicadores de gestión del IPTRID los que mejor puedan sintetizar toda la información de las zonas en estudio o modificar levemente algunos de ellos para que se adapten a la realidad de la zona en estudio.

La toma de datos, es uno de los niveles importantes dentro de la metodología. Consiste en recopilar todos los datos necesarios para la obtención de las variables, las que combinadas entre sí, van a formar los indicadores de gestión que serán la base del proceso de benchmarking. Los datos a obtener para el cálculo de los indicadores de gestión se clasifican en los grupos siguientes: datos relacionados con la infraestructura en la zona regable, datos de productividad, datos climáticos, datos financieros, datos ambientales y datos energéticos.

La obtención y caracterización de una zona regable mediante indicadores de gestión, permite determinar las relaciones causa-efecto que ha llevado a un área de riego a una buena o mala gestión, además de realizar recomendaciones para la modernización y mejora del suministro del agua de riego, al permitir conocer cuáles son sus puntos fuertes y en cuales sería necesaria una actuación.

El siguiente paso dentro del proceso de caracterización de una zona regable mediante indicadores de gestión es la aplicación de las técnicas de benchmarking, la cual va a permitir comparar los indicadores anteriormente calculados, de cada una de las áreas de riego con los del resto y con los de ella misma, analizando su serie histórica para determinar qué prácticas han sido las que han llevado a una zona a su mejor gestión. El principal objetivo de la aplicación de las técnicas de benchmarking al estudio de las zonas regables va a ser la de mejorar la gestión de una zona regable

por medio de comparaciones de su situación actual con la de otras zonas de riego. Dicha comparación nos permitirá tanto corregir las deficiencias existentes como el aprender de los puntos fuertes que posean cada una de las zonas regables.

ETAPA 3. ANÁLISIS Y CLASIFICACIÓN.

Esta etapa tiene como objetivo seleccionar los indicadores con más influencia en la caracterización de una zona de riego y los que explican la mayor parte de la variabilidad de unas zonas con otras. Además, de crear grupos estadísticamente homogéneos con las áreas de riego según sus principales características, estableciendo el área "modelo" de cada una de ellas, lo cual va a permitir describir los problemas que se encontrarían en su gestión y las posibles líneas de actuación encaminadas a la mejora.

Para la selección de los indicadores con más influencia en la caracterización de un área de riego se empleará la estadística multivariante, mediante el uso de las técnicas de análisis de componentes principales (ACP), y para la confección de grupos estadísticamente homogéneos se empleará las técnicas de análisis de clúster (AC).

Estos análisis permitirán el desarrollo de un sistema capaz de indicar a cada zona de riego, cuál debería ser su situación objetivo, basándose en sus indicadores de gestión y su comparación con las demás zonas de su entorno, ofreciendo algunas líneas de mejora en la gestión de la misma. La etapa se estructura en tres niveles que son: 1) Selección de indicadores, 2) Análisis estadístico mediante clúster, y 3) Obtención de un índice de calidad de la gestión del riego.

La selección de indicadores, consiste primeramente en aplicar la técnica multivariente de ACP y tiene como objetivo seleccionar los indicadores de gestión más representativos para clasificar una zona de riego y diferenciarla del resto, mostrando los aspectos más peculiares de su gestión. El uso de esta técnica permite, mediante un cambio en el sistema de coordenadas empleado conocer cuáles son los factores que más contribuyen a la varianza existente en la muestra, y, consecuentemente, qué indicadores son los que mejor explican el comportamiento existente entre unas zonas y otras. Por otro lado, permite disminuir el número de variables consideradas, sin sufrir una gran pérdida de la varianza de la muestra.

Como criterio de selección para el análisis de clúster se deben seleccionar los factores principales que representen más del 85 % de la varianza (Rodríguez 2003). Esto permitirá disminuir el número de indicadores iniciales sin perder varianza en la muestra de datos y se podrá conocer que indicadores han sido los de mayor influencia en la formación de cada uno de los factores. El que sea posible aplicar una reducción tan grande en el número de indicadores se debe a que la muestra inicial estaba altamente correlacionada.

Del conjunto de indicadores del IPTRID, no se deben considerar en este análisis los que representan valores totalizados, como son los volúmenes totales de agua aplicada y el valor total de la producción agrícola, debido a que el efecto de escala podría distorsionar los resultados al no representar valores relativos (Rodríguez 2003).

El análisis de clúster permitirá clasificar las zonas de riego según sus principales características. El AC es un método estadístico multivariante de clasificación automática de datos. Este tipo de análisis, trata de clasificar una serie de individuos en grupos homogéneos o clúster, de forma que los individuos que puedan ser considerados similares pertenezcan a un mismo clúster y los diferentes se localicen en clúster distintos.

La agrupación de áreas de riego mediante el AC permitirá, establecer las bases para la creación de un sistema que permita clasificar automáticamente dichas áreas según sus principales características. Esta clasificación estadísticamente correcta permitirá identificar los problemas, puntos fuertes y posibles líneas de actuación encaminada a la mejora de las áreas de riego que se van a establecer como "modelo".

La obtención de un índice de calidad de la gestión del riego (ICGR) propuesto por Rodríguez (2003) se determina con el objetivo de clasificar de una manera global, la calidad en la gestión de una zona regable y con el de organizar el análisis de los indicadores de gestión, determinando los aspectos en los que una zona de riego debería mejorar, mediante el estudio de las clasificaciones obtenidas en cada uno de los subapartados del índice.

El ICGR se basa en los factores principales determinados en el ACP. A partir de conocer los indicadores más representativos, se le asigna un determinado peso según la varianza y según su contribución a la creación del factor. El mismo va estar constituido por cuatro niveles que coinciden con los primeros cuatro factores principales obtenidos en el ACP. Mediante el mismo, se pasa de un espacio de 4 dimensiones (4 factores principales) a una sola dimensión, en la que queda sintetizada toda la información y permite realizar una interpretación mucho más práctica, rápida y sencilla.

Las técnicas de AC están directamente relacionadas con la interpretación del índice, al haberse identificado cada uno de los clúster con un determinado intervalo del valor del ICGR. Al estar basado en los valores de los indicadores de gestión, el ICGR no presenta un valor máximo ni un valor mínimo, siempre va a depender de las características de las zonas estudiadas. La interpretación del mismo no es una tarea sencilla, pudiéndose extraer conclusiones tanto del valor del índice, como de cada uno de los niveles que lo componen y, por último, de cada una de las variables que lo forman.

El ICGR permite sistematizar las comparaciones entre áreas de riego y ofrecer algunas pautas sobre cómo mejorar los rendimientos de cada una de las áreas según su comparación con el resto. Al tratarse de un proceso de benchmarking en el que la información a obtener proviene de comparaciones de unas zonas con otras, más que el propio valor del ICGR, interesa estudiar la posición relativa o ranking que obtiene cada una de las zonas de riego a estudiar, en comparación con el resto. Por lo tanto, el ICGR constituye una herramienta de ayuda al experto para una correcta toma de decisiones en la gestión eficiente del agua de riego en zonas regables.

05 CONCLUSIONES

Para las condiciones actuales de Cuba donde la producción de alimentos es una cuestión de seguridad nacional, es imprescindible la creación de metodologías para la gestión eficiente del agua de riego en Empresas Agropecuarias que tenga en cuenta los adelantos de la ciencia como expresa la máxima dirección del país, con el objetivo de determinar donde el agua es más productiva para el aumento de la producción, además de detectar qué zonas presentan un mayor potencial de crecimiento con vistas a posibles actuaciones gubernamentales.

La presente propuesta de metodología pretende contribuir a la gestión eficiente del agua de riego en zonas regables del país a partir del empleo de herramientas y procedimientos basados en la investigación científica e innovación.

Los indicadores de gestión, las técnicas benchmarking y las técnicas de análisis de datos (ACP, AC y el ICGR) propician la toma de decisiones acertadas de cara a la modernización y el incremento de la eficiencia en el uso racional y productivo del agua de riego según su comparación con las zonas de riego de su entorno y el análisis de su serie histórica.

06 REFERENCIAS

Abadía R., Rocamora M. C., Córcoles J. I., Ruiz A., Martinez A. and Moreno M. A. (2010). Comparative analysis of energy efficiency in water users associations. Spanish Journal of Agricultural Research, Vol. 8 nº 2, pp134-142. ISSN: 1695-971-X

Altamirano A., Valdez J. B., Valdez C., Leòn J. I., Betancourt M., y Osuna T. (2017). Clasificación y evaluación de los distritos de riego en México con base en indicadores de desempeño. Tecnología y ciencia del agua Vol. 8, No 4, pp 79-99. ISSN 0187-8336.

Charnes A., Cooper W., and Rhodes E. (1978). Measuring the Efficiency of Decision Making Units. European Journal of Operational Research, vol. 2, nº 6, pp. 429-444. ISSN: 0377-2217.

Córcoles J.I. (2009). La gestión del agua y la energía en el regadío mediante técnicas de "Benchmarking". Tesis en opción al título de doctor en ciencias. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad de Castilla-La Mancha, Albacete, España.

Díaz J. (2018). "El agua en Cuba: Un desafío a la sostenibilidad". Revista de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Volumen XXXIX, No. 2, p. 46-59. La Habana, Cuba. ISSN 1815–591X.

Malano H. and Burton M. (2001). "Guidelines for benchmarking performance in the irrigation and drainage sector". International Programme for Technology and Research in Irrigation and Drainage. FAO, Rome, Italy. ISBN: 92-5-104618-2.

Malano H., Burton M. and Makin I. (2004). Benchmarking performance in the irrigation and drainage sector: a tool for change. Irrig. Drain. 53: 119-133. ISSN: 1531-0361.

Olmedo V. M. (2017). "Determinación de indicadores de gestión en los módulos del distrito de riego No. 041 río Yaqui (Sonora México)", Tesis doctoral. Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, España.

Rodríguez J. (2003). Estudio de la gestión del agua de riego y aplicación de las técnicas Benchmarking a las zonas regables de Andalucía. Tesis en opción al título de doctor en ciencias. Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, España.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Rafael Miguel Pacheco Moya https://orcid.org/0000-0001-7053-3791

Realizó contribuciones al diseño de la investigación, confeccionó el esquema con la propuesta metodológica, realizó la revisión y redacción del informe final.

Pavel Vargas Rodríguez https://orcid.org/0000-0003-3316-0898

Realizó contribuciones al diseño de la investigación, a la propuesta metodológica, a la revisión y redacción del informe final.

Distribución de metales pesados en agua, sedimentos y peces del río Carrizal, Ecuador

Ana María Aveiga Ortiz E-MAIL: aaveiga@espam.edu.ec
Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Ecuador

Carlos Luis Banchón Bajaña E-MAIL: carlos.banchon@espam.edu.ec
Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Ecuador

Laura Gema Mendoza Cedeño E-MAIL: laura.mendoza@espam.edu.ec
Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Ecuador

José Manuel Calderón Pincay E-MAIL: jose.calderon@espam.edu.ec
Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Ecuador

María Isabel Delgado Moreira E-MAIL: mariai.delgado@espam.edu.ec
Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Ecuador

RESUMEN

Esta investigación pretende analizar la distribución de metales pesados (Pb, Cd y Cu) en agua, sedimentos y peces del río Carrizal, Manabí – Ecuador. Se establecieron 21 estaciones de monitoreo para agua y sedimento. Además, se extrajeron muestras de tejido hepático, branquial y muscular de Hoplias microlepis, Aequidens rivulatus y Oreochromis niloticus; el contenido de metales pesados se determinó mediante espectrofotometría de absorción atómica. El Pb en agua y sedimentos fue de 0,41 mg/L y 0,03 mg/kg, respectivamente. En branquias de Hoplias microlepis (0,181 mg/kg) y en músculos de Aequidens rivulatus (0,149 mg/kg) se obtuvieron los mayores niveles de Pb. Las especies ictícolas presentaron niveles no detectables de Cd o Cu. El nivel de Pb en agua superficial supera el límite establecido; evidenciándose una distribución y posible biomagnificación de este metal.

Palabras Claves: agua de río, biomagnificación, contaminación, ictiofauna, metales pesados

Distribution of heavy metals in water, sediments and fish of the Carrizal River, Ecuador

ABSTRACT

This research aims to analyze the distribution of heavy metals (Pb, Cd and Cu) in water, sediments and fish from the Carrizal River, Manabí - Ecuador. 21 monitoring stations for water and sediment were carried out. In addition, liver, gill, and muscle tissue samples of Hoplias microlepis, Aequidens rivulatus, and Oreochromis niloticus were extracted; heavy metal content is determined by atomic absorption spectrophotometry. The Pb in water and sediments was 0,41 mg/L and 0,03 mg/kg, respectively. In gills of Hoplias microlepis (0,181 mg/kg) and in muscles of Aequidens rivulatus (0,149 mg/kg), the highest levels of Pb were found. The fish species presented undetectable levels of Cd or Cu. The level of Pb in surface water exceeds the established limit; evidencing a distribution and possible biomagnification of this metal.

KEYWORDS: river water, biomagnification, contamination, ichthyofauna, heavy metals

CITMA CERTIFICADO

Marzo 2022-RECIBIDO | APROBADO-Junio 2022

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

El agua limpia y pura es un recurso imperativo para la bebida, el riego, la industria, la recreación y también ayuda en la generación de energía; sin embargo, a lo largo de la historia humana, el agua ha sido mal utilizada y su calidad se ha degradado debido a diversas actividades antropogénicas como la descarga de desechos industriales y agrícolas en las aguas superficiales (Wang et al., 2020). Actualmente, la contaminación de los ríos es uno de los problemas más serios y emergentes en la mayoría de los países en desarrollo, por la rápida industrialización y agricultura intensiva que han generado un aumento en la cantidad de efluentes que se eliminan en cuerpos de agua naturales, dichos efluentes constituyen una de las principales fuentes de toxicidad ambiental, que pone en peligro la biota acuática y deteriora la calidad del agua (Laxmi et al., 2019).

La intensificación de las actividades antropogénicas ha resultado en un aumento de la contaminación por metales pesados en los sistemas fluviales, lo cual provoca la absorción de metales en la superficie del lecho de sedimentos debido a su alto peso atómico y mayor densidad que la del agua, es decir, los sedimentos actúan como fuente y sumidero de contaminantes, que se liberan nuevamente en la fase de agua mediante la movilización gobernada por cambios en los parámetros básicos de calidad del agua (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, etcétera) (Hussain et al., 2017; Laxmi et al., 2019). La contaminación por metales, tiene una influencia esencial en la sociedad humana debido a su persistencia y capacidad de biomagnificarse a lo largo de la cadena alimentaria, por lo que, afecta la salud humana por la eventual ingestión de metales pesados biomagnificados en las fuentes de alimentos (peces) o por la ingesta directa de agua contaminada (Luo et al, 2021; Copaja and Muñoz, 2018).

Metales pesados como el plomo (Pb), el cadmio (Cd) y el cobre (Cu) producen graves peligros para la salud; y, debido a las condiciones ambientales cambiantes y al uso extremo de agroquímicos, estos metales pesados se acumulan en los suelos y se transfieren al sistema de agua por lixiviación, representando una seria amenaza para la vida humana; además, afectan el crecimiento de las plantas (Hussain et al., 2017).

En Ecuador, varios estudios han determinado la presencia de diferentes metales pesados en matrices como aguas superficiales, sedimentos, peces, suelos, cultivos, material particulado, entre otros, cuyos niveles superan las normas correspondientes, en algunos casos, lo que representa un alto riesgo para el ecosistema y la población (Cipriani et al., 2020: Pernía et al., 2018). En ríos de la provincia de Pichincha, se ha reportado que los niveles de Cu, Pb, y Cd superan los límites establecidos hasta en 94% del agua superficial de 18 ríos analizados (Borja et al., 2020). Bajo los antecedentes antes mencionados, esta investigación tiene la finalidad de analizar la distribución de metales pesados (Pb, Cd y Cu) en agua, sedimentos y peces del río Carrizal, Manabí – Ecuador.

02 METODOLOGÍA

ÁREA DE ESTUDIO

Esta investigación se realizó en el año 2019 en el cantón Bolívar, Manabí – Ecuador, específicamente en la cuenca hídrica del río Carrizal; donde la temperatura oscila entre 24-26 ºC y el clima es de tipo tropical seco, presenta una precipitación media anual de 106,05 mm y su altitud va desde los 10 a los 500 msnm (Moreira y Ortega, 2021). Se establecieron 21 estaciones (figura 1), mismas que cubrieron 51 km de extensión aproximadamente, dichas estaciones fueron distribuidas de la siguiente manera:

- Microcuenca (17 km): 7 estaciones.
- Embalse la Esperanza (8 km): 5 estaciones.
- Subcuenca (26 km): 9 estaciones.

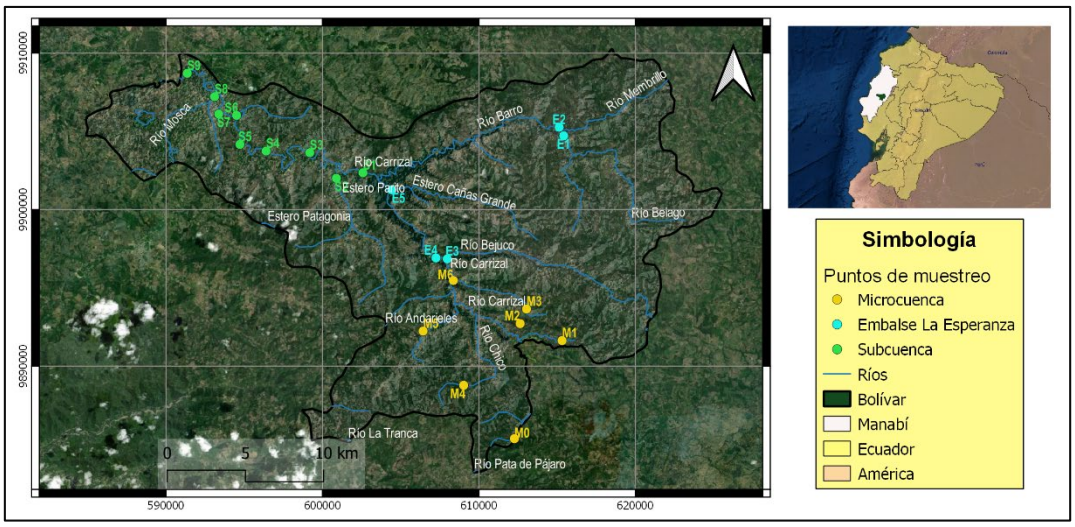

Figura 1. Ubicación geográfica de los puntos de monitoreo establecidos.

Las coordenadas de los puntos de muestreo se detallan en la tabla 1.

Tabla 1. Coordenadas geográficas (UTM) de los puntos de monitoreo establecidos.

Punto	X	Y	Sitio
M0	612527	9892765	La Azucena
M1	606265	9892521	Severino
M2	617373	9890506	Balsa en Medio
M3	612745	9893591	Tigre Adentro
M4	608790	9890320	Río Chico
M5	608110	9895161	Puente Carrizal
M6	612657	9884873	El Frutal
E1	607765	9896943	Carrizal
E2	608079	9896943	Bejuco
E3	615011	9904447	Dos Bocas
E4	615235	9904722	Membrillo
E5	604094	9901938	Embalse La Esperanza
S1	602324	9901991	La Esperanza
S2	600978	9902075	Quiroga
S3	598961	9903302	Barranco Colorado
S4	596101	9903420	Sarampión
S5	594588	9904209	Mata Palo
S6	594467	9905962	Los Almendros
S7	593187	9905913	San Bartolo
S8	593176	9907087	La Karina
S9	591243	9908517	Limón

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS (PB, CD Y CU) EN AGUA, SEDIMENTO Y PECES DEL RÍO CARRIZAL

Las tomas de muestras en agua y sedimento se realizaron dos veces al año, en los meses de agosto y octubre. La recolección de muestras en agua se fundamentó en la norma UNE-EN ISO 5667-3:2019, y, adaptando también la metodología propuesta por Murgueitio et al. (2018); se empleó una botella muestreadora de fondo plano, la misma que se ubicó en el centro del cauce y contra corriente. En cuanto a sedimentos, se recolectó 1 kg de sedimento superficial (de 20 a 50 cm de profundidad y empleando un barreno) a orillas del afluente, las muestras recolectadas fueron clasificadas según el diámetro de partículas (menor a 200 µm), conteniendo una proporción importante de fracción limosa-arcillosa, debido a que los metales tienden a acumularse en las partículas de menor tamaño depositadas en los lechos de los ríos (Chandabadani and Kancha, 2015). Posteriormente se almacenaron en bolsas plásticas con cierre hermético y se conservaron a una temperatura de 4.0ºC para su traslado al laboratorio, donde se aplicó digestión a las muestras (Murgueitio et al., 2018).

Referente a la fauna ictícola, se escogieron 3 especies de peces, 2 de ellas nativas: Hoplias microlepis (guanchiche) y Aequidens rivulatus (vieja), y 1 introducida: Oreochromis niloticus (tilapia), mismas que se muestran en la figura 2. Se utilizaron redes de pesca (4-4,5 pulgadas) para capturar los ejemplares, mismos que se almacenaron en fundas plásticas que se guardaron en un contenedor de espuma aislante con hielo; posteriormente, los peces se identificaron, midieron y pesaron en el Laboratorio de Química Ambiental de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí "Manuel Félix López", donde se extrajeron muestras de tejido hepático, branquial y muscular mediante disección con instrumental plástico, considerándose únicamente a individuos adultos con tamaño y peso similares (Aveiga et al., 2020).

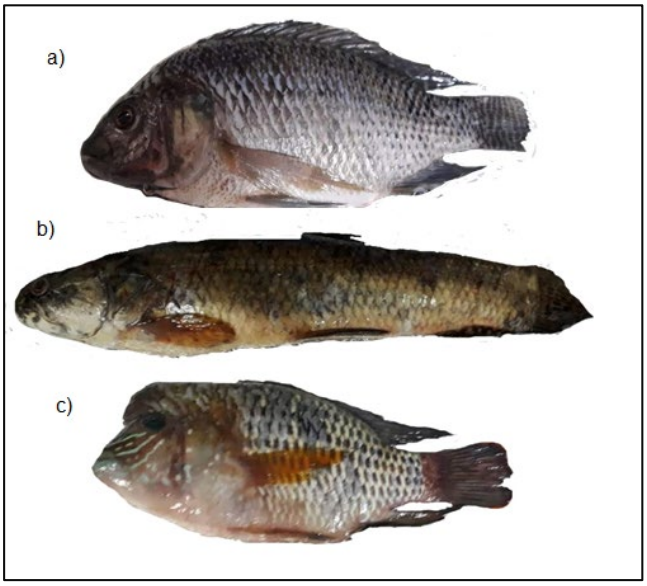

Figura 2. Ejemplares de: a) Oreochromis niloticus, b) Hoplias microlepis y c) Aequidens rivulatus.

El método empleado para los análisis de metales pesados en agua, sedimentos y peces fue APHA AWWA WEF 3111- B, empleándose un espectrofotómetro de absorción atómica marca: Perkin Elmer (Aonolyst 200); el límite de detección del equipo para los metales bajo estudio es de 0,2 ug/L.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los resultados de los análisis se analizaron y representaron gráficamente mediante el software IBM SPSS Statistics 26, que es un programa útil para explorar los datos críticos mediante métodos simples (Priyanka, 2020). Se aplicó el diseño completamente al azar, mismo que tuvo como factores a las zonas de muestreo (microcuenca, embalse La Esperanza y subcuenca) y las épocas de muestreo (agosto y octubre) y las repeticiones correspondieron a los valores detectados en cada punto de muestreo. Se comprobó la normalidad (Shapiro-Wilk) de los datos y la homogeneidad de varianzas; para luego aplicarse el análisis de varianza (ANOVA) a los datos de los análisis.

03 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de Pb en agua superficial encontrados, revelaron que, el sitio con mayor contenido de este metal es Balsa en Medio (M2) con 0,41 mg/L, siendo este un valor atípico dentro de la distribución de los datos; además, existe una mayor dispersión de los datos en los resultados correspondientes a la microcuenca (de 0 a 0,41 mg/L). En la microcuenca y la subcuenca, los mayores niveles de Pb se detectaron en agosto; en contraste, el embalse presentó valores más elevados en octubre (figura 3).

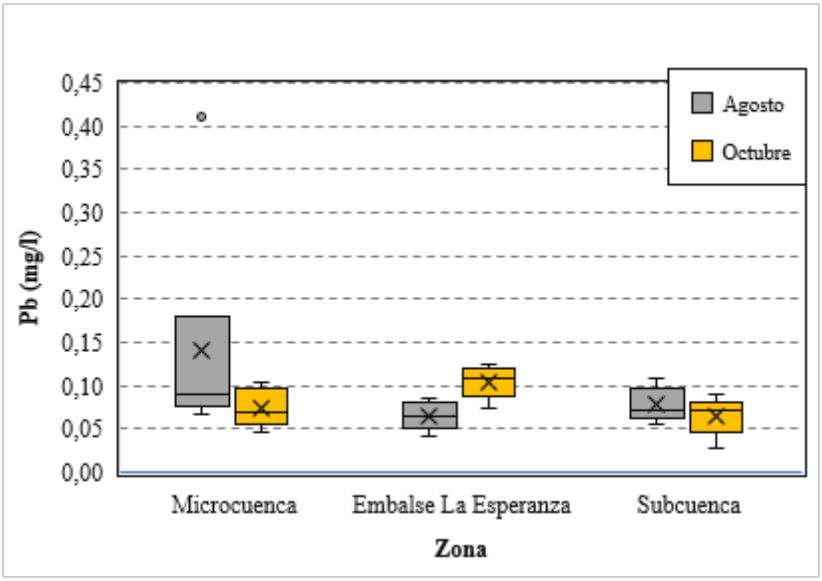

Figura 3. Niveles de Pb en el agua superficial de las zonas de monitoreo.

Al aplicar el ANOVA, se encontró que no existen diferencias significativas entre zonas con una significancia de 0,248 (tabla 2), ni tampoco entre los meses de monitoreo con valor de 0,385 (tabla 3); siendo la significancia de las zonas menor a la de los meses de monitoreo.

Tabla 2. Resultados del ANOVA aplicado a las zonas de monitoreo.

Pb en agua superficial	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	0,009	2	0,005	1,447	0,248
Dentro de grupos	0,117	37	0,003		
Total	0,126	39			

Tabla 3. Resultados del ANOVA aplicado a las épocas de monitoreo.

Pb en agua superficial	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	0,003	1	0,003	0,771	0,385
Dentro de grupos	0,124	38	0,003		
Total	0,126	39			

Acorde a los establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2017), la concentración de plomo en agua para consumo humano es de 0,01 mg/L; resultando evidente que, en la mayoría de los puntos monitoreados, este metal sobrepasa el límite en mención; exceptuando M0 (La Azucena) donde no se detectaron niveles de este metal. A nivel nacional, varios estudios han determinado los niveles de Pb en aguas superficiales, en el río Chone se encontró hasta 0,01 mg/L de Pb (Vinueza et al., 2021). En el estero Salado, se ha reportado un valor de Pb que alcanza los 0,024 mg/L atribuyendo esta contaminación a la presencia de fábricas de plástico, pintura, baterías, textiles y metalmecánicas en sus riberas, así como a la descarga de agua residuales sin tratamiento previo (Pernía et al., 2018). Cabe señalar que, el Pb es catalogado como posiblemente cancerígeno y causa efectos neurotóxicos adversos (Cipriani et al., 2020).

En cuanto al Cd y al Cu (límite de detección igual a 0,2 ug/L), no se encontraron niveles detectables en ninguno de los puntos de monitoreo. Dado que la presencia de estos metales en agua superficial se atribuye a actividades de fontanería y accesorios industriales (Cipriani et al., 2020).

Los resultados de los análisis en sedimentos, revelaron que en M5 (puente Carrizal) y en E4 (Membrillo) hubo una concentración de 0,013 mg/kg de Pb, mientras que, en E5 (embalse La Esperanza) se detectaron 0,03 mg/kg del metal en mención, en los demás puntos de monitoreo no se detectaron niveles de Pb. En el estuario del río Chone, se encontró una concentración máxima de Pb igual a 2,35 mg/kg (Pozo, 2017). Por otra parte, en sedimentos del estero Salado se ha establecido una media de 3,87 mg/kg de Pb, con una biodisponibilidad de 77,41% reflejando un alto nivel de contaminación por Pb (Pernía et al., 2018).

Para el Cd en sedimentos, todos los puntos de muestreo obtuvieron valores inferiores a 0,15 mg/kg; estos resultados son bajos comparados con los 3,35 mg/kg de Cd determinados en sedimentos del estuario del río Chone (Pozo, 2017). No obstante, los resultados de esta investigación, presentan similitud a los 0,13 mg/kg de Cd reportados en sedimentos del estero Salado (Pernía et al., 2018), quienes recalcan que el Cd, aún en bajas concentraciones, afecta negativamente a la ictiofauna, la flora y los seres humanos.

Los niveles de Cu en sedimentos fueron menores a 0,05 mg/kg en toda la zona de estudio, por lo cual, se descarta contaminación por este metal en el río Carrizal. En contraste, en el estero Salado, se han reportado 18,40 mg/kg de Cu atribuyéndose estos niveles a actividades de acuicultura, bebidas, preparación y almacenamiento de alimentos (Fernández et al., 2014).

Al analizar el nivel de Pb en tejidos de las especies ictícolas seleccionadas, se encontró que San Bartolo es el punto con mayor contenido de Pb en el tejido de los peces (0,181 mg/kg en branquias de Hoplias microlepis), además, las especies recolectadas en los puntos: La Esperanza, Quiroga, Barranco Colorado, Sarampión, Mata Palo, Los Almendros, La Karina y Limón también revelaron un

elevado contenido de Pb en sus tejidos con una amplia distribución de las concentraciones, con excepción de los valores detectados en Sarampión (figura 4). Estos valores, se encuentran por debajo del límite establecido en el Codex Alimentarius que es de 0,3 mg/kg de Pb en peso húmedo de peces (Zuluaga et al., 2015).

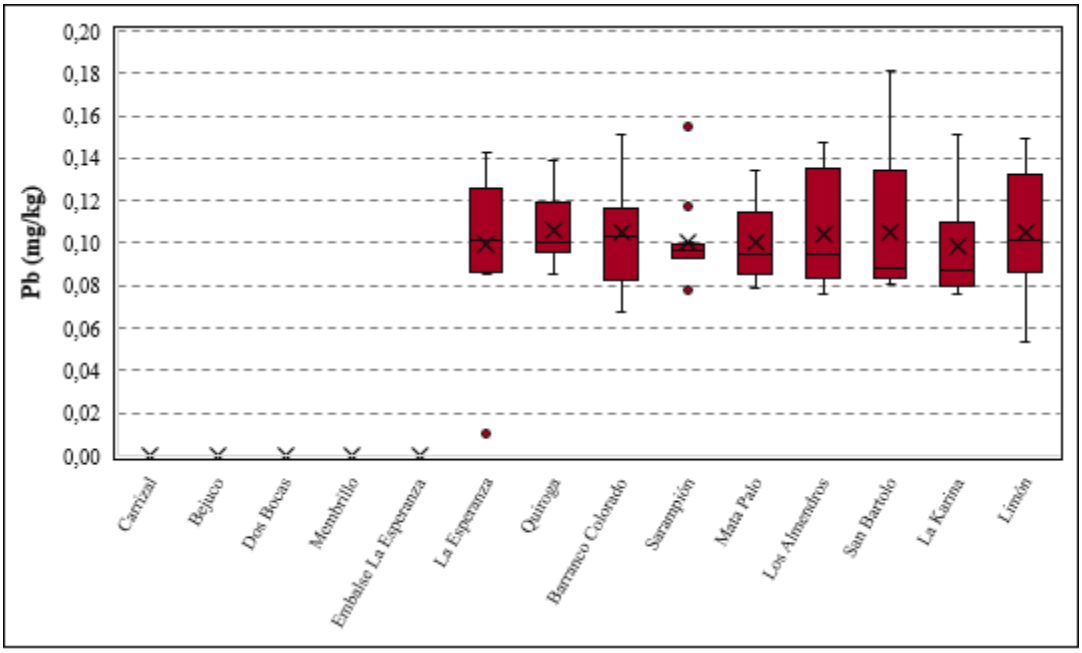

Figura 4. Distribución de los niveles de Pb encontrados en las especies ictícolas bajo estudio.

Al analizar las concentraciones por especies, en Oreochromis niloticus no se detectaron niveles de Pb; no obstante, Hoplias microlepis y Aequidens rivulatus mostraron Pb en los tejidos analizados (músculo, hígado y branquias). Para Hoplias microlepis los tenores más elevados se presentaron en octubre; mientras que, en Aequidens rivulatus hubo una distribución de datos bastante similar en ambos meses de monitoreo (figura 5).

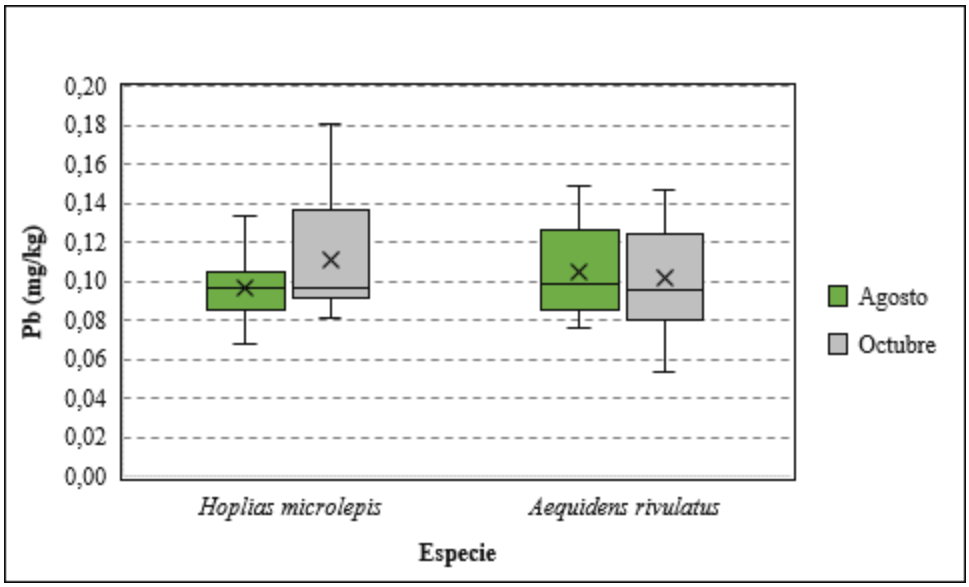

Figura 5. Concentración de Pb en tejidos según las épocas de muestreo.

Referente a los tejidos, el Hoplias microlepis mostró mayores niveles de Pb en branquias; y, el Aequidens rivulatus acumuló más cantidad de Pb (0,149 mg/kg) en músculo (figura 6). Existen escasas referencias sobre niveles de Pb en tejidos de Hoplias microlepis; pero se ha descrito que, al ser una especie bentónica, es capaz de filtrar metales pesados (incluyendo Pb) mediante sus branquias, convirtiéndolas en depósitos de estos contaminantes (Aguirre et al., 2021). En el caso de Aequidens rivulatus, la acumulación de metales pesados en sus músculos se atribuye a su alimentación omnívora; además, en ambas especies se ha determinado que el contenido de metales pesados es directamente proporcional al tamaño del individuo (Aveiga et al., 2020).

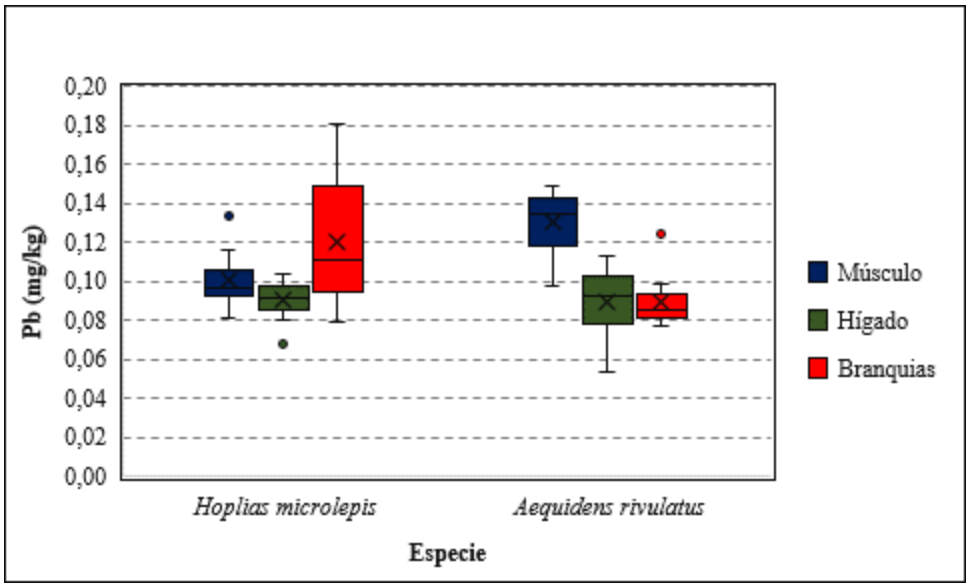

Figura 6. Concentración de Pb en tejidos de las 2 especies nativas.

No se detectaron niveles de Cd o Cu en los tejidos de las especies ictícolas analizadas. Por tanto, se evidencia que en el río Carrizal existen niveles de Pb en agua superficial, sedimento y peces, niveles que, a pesar de ser bajos, indican una fuente potencial de riesgo para los ecosistemas del área en estudio; dado que la contaminación por Pb provoca malformaciones y pérdida de la estructura mineral ósea en peces y, al biomagnificarse, podría afectar la salud de los humanos (Pernía et al., 2019).

04 CONCLUSIONES

En conclusión, este estudio reveló que el nivel de Pb en el agua superficial del río Carrizal supera ampliamente el límite establecido por la OMS; mientras que no se detectaron niveles de Cd y Cu que superen los valores indicados en la normativa. El sedimento del embalse La Esperanza presentó el mayor contenido de Pb (0,03 mg/kg), encontrándose bajas cantidades de Pb únicamente en tres puntos de muestreo. En cuanto a peces, la especie introducida Oreochromis niloticus no presentó niveles de ninguno de los metales pesados analizados. Sin embargo, Hoplias microlepis mostró tenores de hasta 0,181 mg/kg de Pb en branquias; mientras que en músculo de Aequidens rivulatus se detectaron hasta 0,149 mg/kg de Pb. Las especies ictícolas examinadas no mostraron niveles detectables de Cd o Cu, por tanto, se evidencia una distribución y posible biomagnificación de Pb en el río Carrizal. Estos hallazgos resaltan la importancia de realizar un análisis espacial en la zona de estudio para evaluar los efectos de la presencia de metales pesados en esta área. Finalmente,

también se deben analizar las diferentes fuentes puntuales y difusas de contaminación en cada cauce, así como su impacto en la salud pública.

RECONOCIMIENTO

Los autores de esta investigación expresan su agradecimiento a la Dra. C. Erika Sofia Murgueitio Herrera, al Mg. Fabián Fabricio Peñarrieta Macías y al Ing. Ricardo Luis Zamora Loor, por su aporte en la realización de esta investigación.

05 REFERENCIAS

Aguirre W. Alvarez G. Anaguano F. Burgos R. Cucalón R. Escobar D. Jácome I. Jiménez P. Laaz E. Miranda K. Navarrete R. Nugra F. Revelo W. Rivadeneira J. Valdiviezo J. and Zárate E. (2021). "Conservation threats and future prospects for the freshwater fishes of Ecuador: A hotspot of Neotropical fish diversity". Journal of Fish Biology 99(4); 1158–1189. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC8518725/, ISSN:1095-8649, Reino Unido.

Aveiga A. Cárdenas, F. Peñarrieta F. y Alcántara F. (2020). "Bioacumulación de mercurio y zinc en especies ictícolas de la subcuenca del río Carrizal, Manabí, Ecuador". Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad 3(2); 49-66. https://ambiente-sustentabilidad.org/index.php/revista/article/view/100/130. ISSN: 2697-3529, Ecuador.

Borja P. Ochoa V. Morales G. Quilumbaqui C. Tejera E. and Machado A. (2020). "Determination of the Microbial and Chemical Loads in Rivers from the Quito Capital Province of Ecuador (Pichincha)—A Preliminary Analysis of Microbial and Chemical Quality of the Main Rivers". International Journal of Environmental Research and Public Health 17(14). https://www.mdpi.com/1660-4601/17/14/5048/htm. ISSN: 1660-4601, Italia.

Chandabadani C. and Kanchan R. (2015). "Grain size distribution and its relation to the geochemical parameters in the chemical and petrochemical complex of Vadodara District of Gujarat, India". Environmental science and engineering 4(7); 7-16. ISSN: 1863-5520, Alemania.

Cipriani I. Molinero J. Jara E. Barrado M. Arcos C. Mafla S. Custode F. Vilaña G. Carpintero N. and Ochoa V. (2020). "Heavy metal assessment in drinking waters of Ecuador: Quito, Ibarra and Guayaquil". Applied Water Science 18(6); 1050–1064. https://iwaponline.com/jwh/article/18/6/1050/77704/Heavy-metal-assessment-in-drinking-waters-of. ISSN: 2190-5495, Alemania.

Copaja S. and Muñoz F. (2018). "Heavy metals concentration in sediment of Lluta river basin". Journal of the Chilean Chemical Society 63(1); 3878-3883. https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0717-97072018000103878&lang=pt. ISSN: 0717-9707, Chile.

Fernández J. Andrade S. Silva C. and De la Iglesia R. (2014). "Heavy metal concentration in mangrove surface sediments from the north-west coast of South America". Marine Pollution Bulletin 82(1-2); 221–226. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.03.0. Guide for authors - Marine Pollution Bulletin - ISSN 0025-326X, Reino Unido.

Hussain J. Husain I. Arif M. and Gupta N. (2017). "Studies on heavy metal contamination in Godavar river basin". Applied Water Science 7; 4539–4548.

https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-017-0607-4#citeas. ISSN: 2190-5495, Alemania

Laxmi V. Naz A. and Kumar B. (2019): "Distribution of heavy metals in the water, sediments, and fishes from Damodar river basin at steel city, India: a probabilistic risk assessment". Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. DOI: 10.1080/10807039.2018.1511968. ISSN: 1549-7860, Estados Unidos.

Luo P. Chengyi X. Shuxin K. Huo A. Jiqiang L. Zhou M. and Nover D. (2021). "Heavy metals in water and surface sediments of the Fenghe River Basin, China: assessment and source analysis". Water Science & Technology 84; 3072–3090. https://iwaponline.com/wst/article/84/10-11/3072/83688/Heavy-metals-in-water-and-surface-sediments-of-the. ISSN: 1996-9732, Reino Unido.

Moreira L. y Ortega C. (2021). "Análisis jerárquico aplicado a la determinación de la fragilidad ambiental de la subcuenca del Río Carrizal". Polo del Conocimiento 6(3); 15-39. https://polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/download/2349/4763. ISSN: 2550-682X, Ecuador.

Murgueitio E. Cumbal L. Abril M. Izquierdo A. Debut A. and Tinoco O. (2018). "Green synthesis of iron nanoparticles: application on the removal of petroleum oil from contaminated water and soils". Journal of Nanotechnology. https://www.hindawi.com/journals/jnt/2018/4184769/. ISSN: 2692-630X, Estados Unidos.

OMS (2017). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization; 2017. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO, extraído de: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf?sequence=1

Pernía B. Mero M. Cornejo X. Ramírez N. Ramírez L. Bravo K. López D. Muñoz J. y Zambrano J. (2018). "Determinación de cadmio y plomo en agua, sedimento y organismos bioindicadores en el Estero Salado, Ecuador". Enfoque UTE 9(2); 89–105. http://ingenieria.ute.edu.ec/enfoqueute/public/journals/1/html_v9n2/art009.html. e-ISSN: 1390-6542, Ecuador.

Pernía B. Mero M. Cornejo X. y Zambrano J. (2019). Impactos de la contaminación sobre los manglares de Ecuador. ESACC, Ecuador, extraído de: http://esacc.corteconstitucional.gob.ec/storage/api/v1/10_DWL_FL/e2NhcnBldGE6J2VzY3JpdG8nLCB1dWlkOic4YjJkN2IzOC04NTU3LTQ4MTctODQ0NS0zMmM1NzJiMmJkZmIucGRmJ30=. en diciembre 2021.

Pozo F. (2017). "Presencia de metales pesados cadmio y plomo en el estuario del río Chone – Manabí, Ecuador". Revista Ciencia UNEMI 10(24). 123-130. http://ojs.unemi.edu.ec/index.php/cienciaunemi/article/view/565/432. ISSN-e: 1390-4272, Ecuador.

Priyanka G. (2020). "Application of SPSS Programme in the Field of Social Science Research". International Journal of Recent Technology and Engineering (IJRTE) 8(5). 2424-2427. https://www.ijrte.org/wp-content/uploads/papers/v8i5/D9260118419.pdf. ISSN: 2277-3878, India.

UNE-EN ISO 5667-3:2019. (2019). "Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Conservación y manipulación de las muestras de agua. (ISO 5667-3:2018)", Departamento De Redacción Aenor, ISBN 9786300002051, Madrird, España.

Vinueza D. Ochoa V. Maurice L. Tamayo E. Mejía L. Tejera E. and Machado A. (2021). "Determining the microbial and chemical contamination in Ecuador's main rivers". Nature Scientific Reports 11, 17640. https://www.nature.com/articles/s41598-021-96926-z#citeas. ISSN: 2045-2322, Reino Unido.

Wang S. Zhang C. Zhan Y. Zhang Y. Lou T. and Xue F. (2020). "Evaluation of ecological risk of heavy metals in watershed soils in the Daxia River Basin". AIP Advances 10. https://aip.scitation.org/doi/10.1063/5.0004869. ISSN 2158-3226, Estados Unidos.

Zuluaga J. Gallego S. and Ramírez C. (2015). "Content of Hg, Cd, Pb and As in fish species: a review". Vitae 22(2); 148-149. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-40042015000200009#:~:text=Due%20to%20health%20consequences%20of,of%20wet%20weight%20(63). ISSN: 2145-2660, Colombia.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Ana María Aveiga Ortiz https://orcid.org/0000-0003-0603-6269

Elaboró la metodología del trabajo para la determinación de los puntos de muestreo, recolección de muestras y análisis de metales pesados. Participó en la búsqueda de información científica y la redacción final del manuscrito.

Carlos Luis Banchón Bajaña https://orcid.org/0000-0002-0388-1988

Realizó la revisión final del trabajo, estableciendo observaciones y recomendaciones previo al envío del manuscrito.

Laura Gema Mendoza Cedeño https://orcid.org/0000-0002-1153-9867

Ejecutó el procesamiento de los datos haciendo contribuciones en su análisis e interpretación. Participó en la búsqueda de información y en la redacción final del manuscrito.

José Manuel Calderón Pincay https://orcid.org/0000-0002-3315-997X

Presentó aportes en la interpretación del análisis estadístico. Participó en la revisión y redacción final del manuscrito.

María Isabel Delgado Moreira https://orcid.org/0000-0002-3368-7481

Efectuó el análisis estadístico de esta investigación, mediante la aplicación del programa SPSS. Participó en la búsqueda de información y redacción del manuscrito.

La sedimentación secundaria en los tratamientos biológicos de aguas residuales

Carlos Menéndez Gutiérrez E-MAIL: carlosm@tesla.cujae.edu.cu
Centro de Estudios de Ingeniería de Procesos (CIPRO). Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (Cujae). La Habana. Cuba.

RESUMEN

En los tratamientos biológicos convencionales de aguas residuales co-existen procesos biológicos y físicos, tan importantes unos como los otros, de los que depende la eficiencia de depuración. Entre estos últimos están los sedimentadores secundarios. Son muchas las causas que pueden incidir en el funcionamiento inadecuado de los sedimentadores. El objetivo del trabajo es el análisis de algunas de ellas y su solución.

PALABRAS CLAVES: IVL, lodo abultado, sedimentador, tratamiento biológico

Secondary sedimentation in biological wastewater treatment

ABSTRACT

In conventional biological wastewater treatments, biological and physical processes co-exist, one as important as the other, on which the purification efficiency depends. Among the latter secondary sedimentation can be mentioned. Malfunctioning of settlers, whatever be the cause, can have a significant impact on the expected efficiency of treatment.

KEYWORDS: IVL, sludge bulking, sedimentation, biological treatment

CITMA CERTIFICADO

Enero 2022-RECIBIDO | APROBADO-Junio 2022

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

Entre los tratamientos biológicos aerobios de las aguas residuales convencionales más conocidos se destacan los filtros percoladores y los lodos activados. En ellos tiene lugar la bio-oxidación o bio-degradación de la materia orgánica biodegradable contenida en las mismas. Esto ocurre mediante la acción metabólica de cultivos mixtos de microorganismos que en su conjunto conforman la biomasa microbiana.

En estos tratamientos co-existen procesos biológicos y físicos, tan importantes unos como los otros. Durante los primeros no solamente acontece la oxidación de la materia orgánica biodegradable con la consecuente disminución de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) por la acción de cultivos mixtos de microorganismos que en determinada medida se reproducen. Esa biomasa microbiana está constituida fundamentalmente por bacterias formadoras de flóculos, protozoos y hongos, ya sean filamentosos o no. En menor medida pueden encontrarse otros organismos superiores como rotíferos y crustáceos. Parte de la materia orgánica inicialmente presente en el agua residual se transforma en nueva biomasa consecuencia del crecimiento microbiano, incorporando DBO al proceso si no es separada del mismo.

Teniendo en cuenta lo anterior, los tratamientos biológicos de aguas residuales han de considerarse al menos dos etapas. Una primera, eminentemente biológica donde ocurre la bio-oxidación, y una segunda etapa de separación, mediante sedimentación, de la biomasa formada. Esta última es la sedimentación secundaria.

Con el propósito de destacar la importancia que posee la consideración de la sedimentación secundaria como parte intrínseca del tratamiento biológico, se presenta a continuación un caso hipotético, teniendo en cuenta valores característicos de los procesos en los tratamientos biológico: rendimiento Y (g de biomasa producido) (g de BDO eliminado)-1 de 0,5, y el equivalente de oxígeno de la biomasa (g de oxígeno)(g de biomasa)-1 igual a 1,42 según propuesta de (Hoover and Porges 1953).

CASO HIPOTÉTICO BASADO EN UNA SITUACIÓN REAL

"Asumiendo un flujo másico de DBO de 3 000 kgd-1, que puede ser típico para una población media de 100 000 hab, y una reducción de DBO en el reactor biológico de 85%, el agua residual saldría con 450 kgd-1 de DBO. En estas circunstancias si la biomasa no es separada aportaría 1 810 kgd-1 a la corriente del efluente, lo que sumados a los 450 kgd-1 anteriores, daría una eficiencia de reducción solamente de 25%, y no la deseada de 85%".

Aunque hay otros elementos también importantes que justifican la necesidad de la incorporación de la sedimentación con posterioridad (sedimentadores secundarios) al reactor biológico en los tratamientos de aguas residuales, el análisis anterior puede ser suficiente argumentación para justificar su existencia para alcanzar la calidad deseada, en cuanto a la disminución de DBO en el efluente final del tratamiento.

02 DESARROLLO

Los sedimentadores secundarios son componentes importantes en la mayoría de los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales. Su objetivo primario, como ya fue expresado con anterioridad, es separar en forma de flóculos, la biomasa microbiana que crece durante el proceso de bio-oxidación, permitiendo de ese modo la clarificación del efluente del reactor biológico, previo

su vertimiento final. En la figura 1 se ilustra la separación, en vaso de precipitado, de sólidos floculentos típicos de una suspensión.

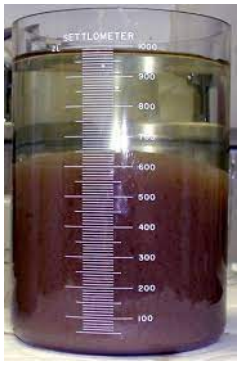

Figura 1. Sólido floculento sedimentando de una suspensión. La mezcla de líquido claro y sólido en suspensión usualmente es denominado lodo.

Hay múltiples y diversas causas por las cuáles los sedimentadores secundarios pueden no operar adecuadamente, y por tanto de que en el efluente final del tratamiento no se obtenga la eficiencia deseada de eliminación de sólidos en suspensión. Unas están en la operación de los propios sedimentadores, y otras pueden encontrarse en la operación de los reactores biológicos que le preceden en el esquema de tratamiento. La figura 2 representa la ilustración de un reactor biológico y su sedimentador secundario.

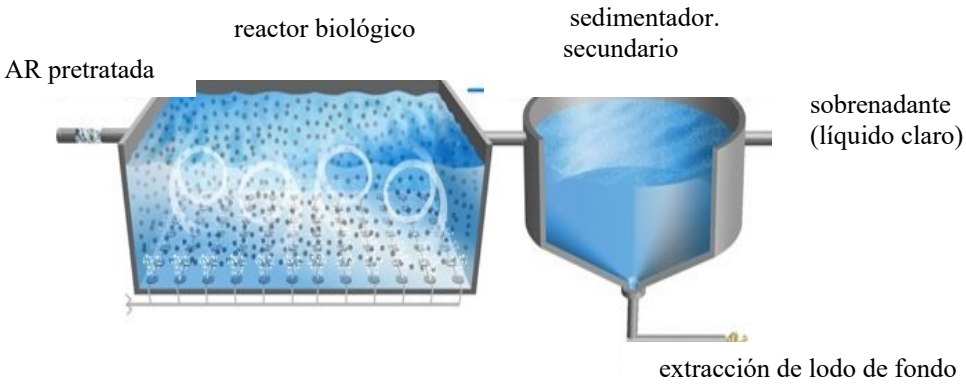

Figura 2. Esquema de reactor biológico y el sedimentador secundario correspondiente. Está omitido el sedimentador primario al no ser objeto del trabajo. Modificado de Condorchem. Envitech (2020).

BAJA EFICIENCIA DE SEPARACIÓN POR DIFICULTADES EN LA OPERACIÓN DE LOS SEDIMENTADORES SECUNDARIOS

En no pocas ocasiones durante la operación de los sedimentadores secundarios se presentan diferentes problemas que llegan a incidir negativamente en la calidad de la clarificación del efluente final. Entre ellos están aquellos que inciden en que los sólidos no sedimenten como se espera que lo hagan, y otros que tienden a favorecer que los sólidos que ya sedimentaron, se re-suspendan nuevamente.

Entre los factores que más comúnmente están presentes en los problemas de la mala operación de los sedimentadores secundarios y por tanto en la deficiente separación de los sólidos sedimentables, pueden destacarse el no cumplimiento de los valores adecuados de:

- carga superficial de sobrenadante
- carga de agua sobre el vertedor
- tiempo de retención

La carga superficial de sobrenadante se define como el flujo de agua que se alimenta al sedimentador, por unidad de área de mismo (m3m-2d-1), mientras que la carga sobre el vertedor es el flujo de agua que es vertido por el sobrenadante, por la longitud del perímetro del vertedor (m3m-1d-1).

La literatura registra valores típicos de estos parámetros. Entre los más reconocidos son los reportados como valores estándar de GLUMRB (2014) según se presentan en la tabla 1.

En la figura 3 se aprecia la salida del efluente a través del vertedor.

Figura 3. Descarga sobre el vertedor. Izquierda sedimentador circular. Derecha sedimentador rectangular.

Tabla 1. Criterios GLUMRB (2014) de operación y diseño de sedimentadores secundarios según el tipo de proceso biológico que le precede.

Procedencia	Carga superficial de sobrenadante $m^3m^{-2}d^{-1}$		Carga máxima sobre el vertedor $m^3m^{-1}d^{-1}$	
	flujos < 3 800 m^3d^{-1}	flujos > 3 800 m^3d^{-1}	flujos < 3 800 m^3d^{-1}	flujos > 3 800 m^3d^{-1}
Lodos activados	24	30	125 - 250	
Filtro percolador	30	30	120	240

Valores superiores de estos parámetros en los de proyectos, suele traer como consecuencia mala sedimentación de los sólidos y aún re-suspensión de los mismos.

Los criterios anteriores parten del presupuesto que, de acuerdo a las características de los sólidos éstos poseen buenas condiciones de sedimentación. Las características de sedimentabilidad de los sólidos puede estimarse teniendo en cuenta el valor del índice volumétrico de los lodos (IVL). Como se detallará más adelante, el IVL es el volumen ocupado por cada gramo de lodo (mL.g-1) después de un tiempo dado de reposo o sedimentación.

Es importante tener presente que los flujos de entrada y salida de agua del sedimentador difieren, teniendo en cuenta que debe realizarse extracción de sólidos, en forma de lodo, por el fondo del mismo.

TIEMPO DE RETENCIÓN

El tiempo de retención hidráulico en los sedimentadores es un elemento clave en el logro de la separación satisfactoria de los sólidos sedimentables y la obtención de un sobrenadante claro. Las características constructivas del sedimentador y el tiempo de retención en el mismo, previene los corto circuitos, la turbulencia y la resuspensión de los sólidos. Atendiendo a la diferencia de las características de los flóculos que usualmente se forman, los tiempos de retención mínimos recomendados difieren ligeramente para los efluentes procedentes de los filtros percoladores y lodos activados. Para los primeros se encuentran en el intervalo comprendido entre 2,0 y 1,5 horas, mientras que para lodos activados se prefieren tiempos de retención entre 1,5 y 2,5 horas.

Por otra parte, el tiempo de retención de los sólidos depositados en el fondo del sedimentador no es menos importante. Tomando en consideración que los sólidos sedimentados están constituidos fundamentalmente por materia orgánica biodegradable, períodos de retención prolongados en el fondo pueden dar lugar descomposición anaerobia de los mismos, con la consiguiente formación de CH_4 y CO_2 que, al ascender desde el fondo hacia la superficie, tienden a arrastrar sólidos, incorporándolos a la corriente de sobrenadante (figura 4).

Figura 4. Lodo re-suspendido por tiempo de retención excesivo en el fondo del sedimentador secundario

Los sólidos o lodos sedimentados no deben ocupar un volumen excesivo en el fondo del sedimentador. Por otra parte, los sólidos suspendidos totales remanentes en la corriente del sobrenadante deben tener concentraciones menores a 15 mgL^{-1} (Jenkins and Wanner, 2014).

BAJA EFICIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO POR INCIDENCIAS EN EL REACTOR BIOLÓGICO

La operación satisfactoria de los sedimentadores secundarios no depende solamente del volumen de agua que recibe, sino también de la masa de sólido a separar, y en general se requiere separar la mayor cantidad de sólidos sedimentables que se producen.

La producción de sólidos (biomasa microbiana) en los tratamientos biológicos de aguas residuales es variable y está sujeta a múltiples causas. Entre otras, el tipo de reactor y dentro de éstos las diferentes variantes del mismo. No obstante, hay valores de producción de sólidos que son frecuentes encontrar.

La producción de sólidos durante el tratamiento de aguas residuales en reactores biológicos, considerando como tales los sólidos suspendidos volátiles (SSV) en base seca, producida por kg de DBO eliminado está comprendida en el intervalo de 0,75 y 1,0 kg.kg-1 para los filtros percoladores y entre 0,5 y 0,7 para lodos activados (Menéndez y Dueñas 2021). Estos sólidos producidos han de ser separados del efluente final mediante la sedimentación.

En ocasiones la dificultad de una adecuada separación de sólidos está dada por los elevados valores de la denominada carga de sólidos (flujo másico de SSV que entra al sedimentador por unidad de área del sedimentador) (kgm-2d-1), mayores que los valores máximos recomendados. Esto puede obedecer a diferentes razones según el reactor biológico sea un filtro percolador o lodo activado.

Considerando que en general los sólidos que proceden de filtros percoladores tienen mejores características floculantes que los de los lodos activados, la máxima carga de sólidos permitida difiere entre ellos. No obstante, en ambos casos puede tenerse en cuenta que la carga de sólidos máxima recomendadas sobre el sedimentador secundario está comprendido dentro del intervalo de 250-290 kgm-2d-1 para buenas condiciones de sedimentación, considerando como tal un IVL menor de 150 mLg-1.

Cuando las condiciones de operación de los reactores biológicos son las previstas en su diseño, no es usual que se presenten incrementos de la carga de sólidos en el sedimentador de manera tal que se dificulte la separación deseada de forma permanente. Sin embargo, pueden existir situaciones transitorias en ambos casos.

El incremento no permanente de la carga de lodo en los sedimentadores secundarios correspondiente a los procesos de lodo activado con recirculación, puede resolverse disminuyendo la concentración de sólidos suspendidos volátiles en el reactor biológico con la consecuente disminución de la edad del lodo, mediante el incremento de la extracción de fondo de lodo del sedimentador secundario durante el tiempo que se requiera para que se recuperen las condiciones normales de trabajo.

Cuando los problemas de separación por el incremento de la carga de sólidos son temporales, la adición de polímeros o ayudantes de la floculación también pueden contribuir al alivio momentáneo del inconveniente, pero esto no es recomendable como uso rutinario, entre otras cosas por los costos y dificultades que pueden existir en mantener los sólidos en suspensión en el reactor cuando recibe lodos de recirculación.

En los sistemas en los que el reactor biológico son los filtros percoladores, el aumento temporal de la carga de sólidos en el sedimentador secundario generalmente está relacionado con la carga hidráulica con la que opera el percolador. Un incremento repentino y excesivo de la carga hidráulica, puede producir desprendimiento no previsto de biomasa del medio soporte, ocasionando un incremento transitorio de la carga de sólido. Si la situación persiste, se recomienda reducir la recirculación del sobrenadante del sedimentador al percolador, con la consecuente disminución de la carga hidráulica.

Otra posible causa del incremento de la carga de sólidos sobre el sedimentador secundario de los filtros percoladores puede estar dada por el desprendimiento excesivo y transitorio de la biomasa adherida al medio. La disminución durante tiempo prolongado de la carga orgánica (kgDBOm-2d-1) sobre el filtro da origen al incremento de la capa anaerobia de la biomasa sobre el medio soporte, propiciando mayor desprendimiento de la biomasa microbiana, con el consecuente aumento de la carga de lodo sobre el sedimentador secundario. Esta situación puede resolverse disminuyendo la

recirculación del sobrenadante del sedimentador al percolador hasta que en la corriente de entrada al mismo se restituya la concentración promedio de DBO original.

Dos causas comunes de la deficiente separación de los sólidos de manera persistente en el sedimentador secundario, y que tienen su origen en la operación en los reactores biológicos, son: el abultamiento de los lodos, y la presencia de lodos tipo “punta de alfiler” o pin point. La primera de ellas es consecuencia de la presencia excesiva de organismos filamentosos en los reactores biológicos. La segunda se origina ante la presencia de muy pequeños flóculos que no sedimentan bien, dando lugar a un efluente que puede llegar a exhibir alta turbidez (figura 5).

Como ya fue mencionado anteriormente, la biomasa microbiana presente en los reactores biológicos de tratamiento de aguas residuales está constituida por cultivos mixtos de microorganismos donde prevalecen las bacterias, los protozoos, y los hongos filamentosos. En determinadas condiciones el predominio de los hongos filamentosos es causa de que la biomasa tarde más en sedimentar que lo que usualmente lo hacen los microorganismos formadores de flóculos, manteniendo a la biomasa flotando, dificultando la sedimentación y dando origen al denominado bulking o abultamiento de los lodos.

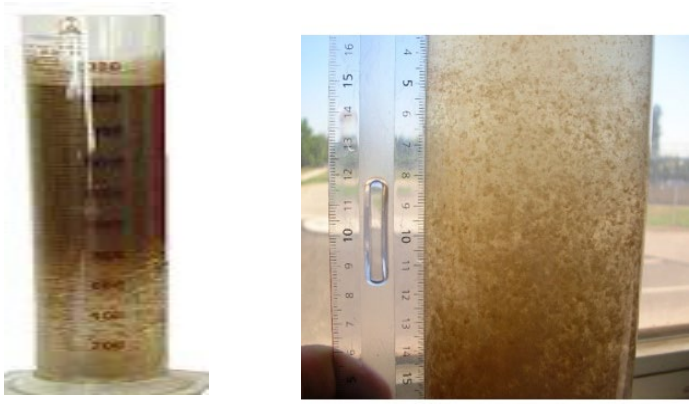

Figura 5. Suspensión típica de lodo abultado (izquierda) y de tipo punta de alfiler o pin point (derecha).

En los reactores biológicos la preponderancia de los organismos filamentosos sobre las bacterias floculentas se favorece en presencia de aguas residuales ricas en carbohidratos y presentan mayor afinidad por el sustrato (DBO) cuando los reactores operan en condiciones de bajos valores de carga orgánica y de concentración de N y P. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto también favorecen la presencia de estos organismos.

La preponderancia de los organismos filamentosos sobre las bacterias ante bajas concentraciones de DBO, N, P y oxígeno se debe al hecho de que poseen una relación área/ volumen (A/V) mayor que las bacterias formadoras de flóculos, lo cual les confiere una ventaja competitiva por los diferentes sustratos. En sistemas donde la concentración del sustrato es alta, esta población se ve desfavorecida debido a que su velocidad de crecimiento es menor a la de las bacterias formadoras de flóculos.

Por tal razón una baja relación de alimento y microorganismos (F/M (kg. kg^{-1}) ó BV ($kgkg^{-1}d^{-1}$)), favorece el crecimiento de organismos filamentosos en detrimento de la separación en el sedimentador secundario.

En el mismo sentido anterior, en la medida que el comportamiento del flujo en el reactor se acerque más a las de un régimen de mezcla completa, donde la concentración del sustrato del reactor

(DBO) es igual a la del efluente y por tanto es baja, se favorecerán las condiciones de concentración para el mayor crecimiento de los organismos filamentosos.

Los filtros percoladores, por tener régimen de flujo que se puede asemejar a la de un flujo tipo pistón con alta concentración de DBO a la entrada, generalmente prevalecen las bacterias formadoras de flóculos.

Uno de los indicadores de la mayor o menor facilidad de sedimentación de los sólidos de una suspensión lo brinda el Índice Volumétrico de Lodo (IVL) o Índice de Mohlman.

El IVL es un parámetro comúnmente utilizado como indicador de la capacidad de los sólidos para sedimentar. Se calcula a partir del volumen (en mL) ocupado por la masa de sólidos contenidas en 1 L de suspensión. Figura 6. Para eso se tiene en cuenta la concentración de los sólidos suspendidos totales (SST).

$$IVL = \frac{V_{SST,30}}{X_{SST}} \qquad (mgL^{-1})$$

$V_{SST,30}$: volumen ocupado por los SST después de 30 min de sedimentación ($mL.L^{-1}$)

X_{SST}: concentración de sólidos suspendidos totales (gL^{-1})

Durante la sedimentación, el IVL se clasifica en clases de acuerdo a su valor. Estos valores solamente deben ser tomados como referencia. Otros autores ofrecen otros intervalos de valores para las mismas categorías del IVL. Lo que no debe dejar de considerarse que el incremento del IVL aún dentro de una misma categoría de clasificación denota deterioro de la sedimentación.

De acuerdo al valor del IVL, éstos se clasifican en:
Lodos normales IVL < 100 mLg^{-1}
Lodos ligeros IVL = (100-200) mLg^{-1}
Lodos abultados > 200 mLg^{-1}

Figura 6. Diferentes categorías de lodos según el valor del IVL. Modificado de CIDTA (2019)

Tanto los lodos abultados como los tipos pin point, presentan altos IVL, aunque por causas diferentes. Los lodos tipo pin point se producen, además de por baja concentración de nutrientes, por estar constituidos por una biomasa de muy alta edad de lodo (en el caso de los lodos activados), o de muy alto tiempo de retención (en el caso de los filtros percoladores). En ambas situaciones la causa primaria de su origen está dada por la pérdida de los polisacáridos que se producen extracelularmente que originan, y promueven la formación de flóculos de mayor tamaño.

Otra situación que puede presentarse en los sedimentadores secundarios es la aparición de espuma sobre todo como consecuencia de la aireación en los procesos de lodo cuando lo precede, en presencia de elevados volúmenes de detergentes (Collivignarell 2020) (figura 7).

Figura 7. Espuma generada en la superficie de los sedimentadores secundarios debido a la presencia de organismos filamentosos.

Generalmente, cuando la espuma no es originada por los detergentes, suele deberse a la presencia de organismos filamentosos. Los microorganismos filamentosos producen una espesa espuma coloreada (en colores de blanco al marrón) y en muchos casos reteniendo abundante materia flotante. La espuma puede eliminarse temporalmente rociando agua en forma de spray.

04 CONCLUSIONES

La eficiencia de los tratamientos biológicos de aguas residuales depende tanto de lo que ocurra en el reactor biológico como de la separación efectiva en el sedimentador secundario de la biomasa microbiana que se produce.

A su vez la separación esperada de sólidos en los sedimentadores secundarios no depende solamente de la operación de los mismos, sino que en ella influye el posible mal funcionamiento del reactor que lo precede.

El índice volumétrico de lodos es un indicador de las características de sedimentación de los sólidos contenidos en una suspensión, pero su valor solamente debe ser considerado como referencia.

05 REFERENCIAS

CIDTA (2019). “Chequeo y control de procesos. Índice volumétrico de lodos” *Curso* de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR'S). *Unidad 2:* Aguas Residuales. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua (CIDTA Universidad de *Salamanca. En* **https://**cidta.usal.es/cursos/edar/modulos/edar/unidades/CURSO/UNI_05/u5c6s8.htm. En diciembre 2021

Collivignarell M. C. (2020) “Foams in Wastewater Treatment Plants: From Causes to Control Methods”. Applied Science, ISSN: 0169-4332, vol 10, 2716

CONDORCHEM. ENVITECH (2020). “Tratamiento de aguas residuales y emisiones atmosféricas. Condorchem envitech”. Empresa de Ingeniería Ambiental. En https://condorchem/com/es/ En diciembre 2021.

GLUMRB (2014). "Recommended Standards for Sewage Works". Great Lakes-Upper Mississipi River Board of State Sanitary Engineers. Environmental Health Division (Albany, NY: Health Education Service).

Hoover S.R. and Porges S.H. (1953). "An interpretation of the BOD test in terms of endogenous respiration of bacteria". Sewage and Industrial Wastes, ISSN: 1047-7624, vol.24, no. 1.

Jenkins D. and Wanner J. (2014)." Activated sludge-100 years counting". IWA publishing. ISBN13 9781780404936. London. En https://aprendeenlinea.udea.edu.co/revistas/index.php/CAA. En diciembre 2021

Menéndez C. y Dueñas J. (2021). "Tratamiento de aguas residuales mediante procesos de biopelícula". Monografía, ISBN 978-959-261-605-9. Ed. Cujae

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Carlos Menéndez Gutiérrez https://orcid.org/0000-0002-5120-8106

Es el único autor,por tanto realizó el artículo en su totalidad

Caracterización de la intrusión salina en la subcuenca Najasa, cuenca Costera Sur de Camagüey, Cuba

Gladis Yera Digat E-MAIL: gladis.yera@reduc.edu.cu
Facultad de Construcciones. Universidad de Camagüey, Cuba.

Irenis Abad Ramírez E-MAIL: irenis@eahcmg.hidro.cu
Empresa de Aprovechamiento Hidráulico Camagüey, Cuba.

Martha de la Caridad Suárez Acuña E-MAIL: martha@eahcmg.hidro.cu
Empresa de Aprovechamiento Hidráulico Camagüey, Cuba.

RESUMEN

La cuenca Costera Sur de Camagüey es un acuífero cársico abierto al mar donde se cuantifican los mayores volúmenes de agua subterránea de la provincia, pero se ha producido el deterioro de sus características de calidad debido al avance de la cuña salina, la subcuenca Najasa es la más afectada. En esta investigación se presenta la evolución hidrogeoquímica en superficie y profundidad, en la subcuenca Najasa, a partir del monitoreo sistemático de la hidrogeoquímica, mediante el uso de métodos hidroquímicos y estadísticos. Se logra cuantificar la proporción de agua de mar presente en las muestras analizadas, las reacciones que determinan su composición química y los cambios hidrogeoquímicos que provoca la intrusión salina.

PALABRAS CLAVES: acuíferos cársicos costeros, estadística multivariada, hidrogeoquímica, intrusión salina, modelación hidrogeoquímica inversa

Characterization of saltwater intrusion in Najasa subbasin, South Coast Basin of Camagüey, Cuba

ABSTRACT

Coast Basin of Camagüey is an open karstic aquifer to the sea where is quantified the largest volumes of groundwater in the province, but there has been deterioration of their quality characteristics due to the advancement of the salt wedge, the Najasa subbasin is the most affected. This research presents the hydrogeochemical evolution in surface and depth, in the Najasa sub-basin, from the systematic monitoring of hydrogeochemistry, through the use of hydrochemical and statistical methods. It is possible to quantify the proportion of seawater present in the analyzed samples, the reactions that determine its chemical composition and the hydrogeochemical changes caused by saline intrusion.

KEYWORDS: coastal karstic aquifers, hydrogeochemistry, saltwaterintrusion, inversehydrogeochemical modeling, multivariate statistics

CITMA CERTIFICADO

Enero 2022-RECIBIDO *APROBADO-Abril 2022*

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

Las características hidrogeoquímicas de los acuíferos costeros están influenciadas por las propiedades físicas del medio, los factores de alimentación (fundamentalmente asociado al régimen de lluvias) y la explotación a que están sometidas sus reservas. El inconveniente del uso del agua subterránea radica en la mala utilización de la misma en forma de sobre bombeo, contaminación, intrusión salina y conexión de acuíferos de características hidroquímicas distintas (González, 2003). Estos acuíferos generalmente se encuentran en estado libre, en relación hidráulica con el mar, donde se establece un equilibrio dinámico entre el agua dulce que drena al mar a través de los conductos cársicos y el agua marina que penetra en el acuífero por los mismos conductos (Fagundo et al. 1996) este proceso se conoce con el nombre de intrusión salina y afecta a muchos de los acuíferos cársicos costeros. En Cuba la intrusión salina presenta alta incidencia.

En la provincia de Camagüey el 20% del volumen del agua para el riego, la industria y el abasto a la población es aportado por acuíferos cársicos costeros. La cuenca Costera Sur de Camagüey que aporta el 82% del volumen total de agua subterránea extraída en la provincia, se encuentra afectada por la intrusión salina, la subcuenca Najasa es la más afectada. Con el objetivo de cuantificar la proporción de agua de mar y los cambios hidrogeoquímicos que provoca la intrusión salina en la superficie y en profundidad, fue seleccionado el pozo B7-N.

02 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS EMPLEADOS

El estudio del drenaje pluvial se asienta en la actualidad en dos ramas fundamentales; la aplicación de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) en nuevos condominios residenciales, y métodos tradicionales adoptando medidas estructurales y no estructurales en urbanizaciones existentes; en la actualidad ambas tendencias son combinadas con el propósito de lograr la mayor eficiencia de la infraestructura pluvial. La Hidrología Urbana es la ciencia que se encarga de estudiar los procesos de lluvia-escorrentía en estos entornos, y generalmente, la Hidráulica de Canales es la ciencia que se dedica al estudio del tránsito-hidrograma mediante estructuras de conducción-deposición.

CARACTERÍSTICAS DE LA CUENCA

La cuenca Costera Sur de Camagüey ha sido divida por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH) en cuatro subcuencas (Florida, Vertientes, Sierra Maestra y Najasa) y 16 sectores de explotación. La subcuenca Najasa ocupa un área de 410 km^2 que territorialmente corresponde con parte del municipio Santa Cruz del Sur (figura 1).

En la cuenca, sobre el basamento, yace la cobertura platafórmica del Neógeno de carácter neoautóctono del Mioceno temprano, que la componen las formaciones Arroyo Palma y Güines, que pueden alcanzar espesores entre 250 y 300m. La Formación Arroyo Palma se presenta en pequeños afloramientos de aleurolitas blancuzcas hasta amarillo cremoso, arcillas, margas muy calcáreas (sin estratificación clara) y calizas arcillosas cavernosas con distribución regular tanto en dirección vertical como horizontal. Puede estar cubierta por la Formación Güines o por depósitos del Cuaternario.

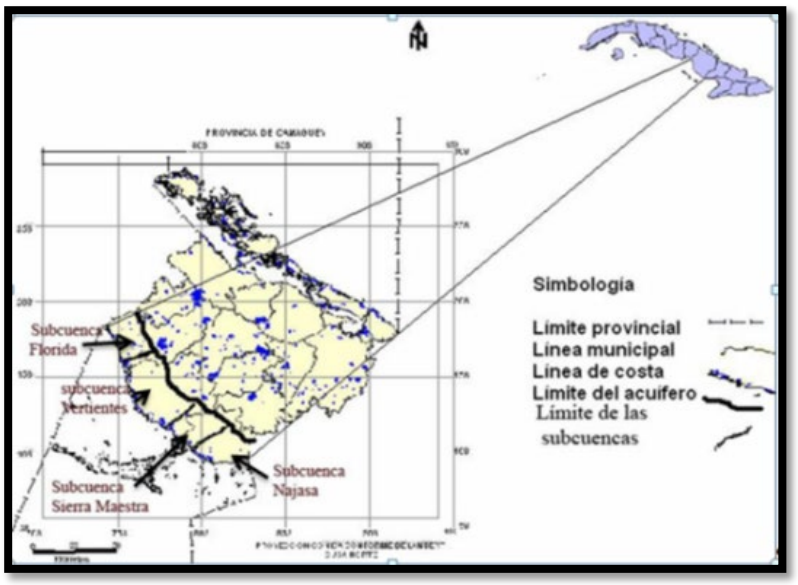

Figura 1. Ubicación del área de estudio.

La Formación Güines se compone de calizas fuertes, masivas, cristalinas, blancas hasta rosadas, muy cavernosas, con organismos marinos y lentes de arcillas y en la parte inferior se intercalan calizas arcillosas hasta margas, sus rocas se encuentran fuertemente recristalizadas o dolomitizadas; generalmente yace concordante sobre la Formación Arroyo Palma y raramente sobre rocas paleogénicas. En el área el carso tiene un desarrollo diferenciado: al norte las calizas carsificadas alcanzan un espesor de 20-25m; al sur predominan las calizas arcillosas y la carsificación disminuye, hasta cerca de la línea costera donde se presenta en el perfil rocas no afectadas por el proceso de carsificación. Ambas formaciones constituyen un complejo acuífero de rocas carbonatadas que es la principal fuente de agua subterránea en el área, las rocas cuaternarias modifican el carácter del flujo subterráneo. Su alimentación está dada por las precipitaciones; la circulación es cársico fisural, a través de canales aislados entre o a través de grandes corrientes de agua.

En la subcuenca Najasa se reportan precipitaciones muy bajas y existe una alta demanda hídrica atmosférica. El escurrimiento superficial es muy bajo, las vías pluviales generalmente se mantienen secas o con muy bajo caudal. La intensa carsificación determina un alto nivel de infiltración y un pobre desarrollo de la red hidrográfica, influenciado por la existencia de obras hidráulicas. La dirección del flujo subterráneo regional es de NE a SW. El coeficiente de filtración promedio es de 130 m/día. El agua subterránea de la subcuenca es usada para riego de cultivos de caña de azúcar y pastos y para abasto a la población. El régimen de explotación no ha sido homogéneo en el tiempo, se destacan las extracciones a través de pozos de 30-40 m de profundidad, caudales de explotación entre 50-90 L/s, aunque puede llegar hasta 250-300 L/s. Las reservas disponibles anuales alcanzan los 31,7 Hm^3.

INFORMACIÓN UTILIZADA

Para la investigación hidroquímica de la subuenca Najasa fue seleccionado el pozo batimétrico B7-N perteneciente al INRH, en el período de 1997 a 2015. Este pozo se encuentra en el límite oriental de la cuenca, a 15 km de la costa, con coordenadas 396,688 este y 237,398 norte, cota topográfica de 12,80 m y profundidad total de 66,4 m. Para el estudio se cuenta con 32 muestras en la superficie del pozo, 30 muestras a 15,0 m, 20 muestras a 30,0 m y 16 a 66,4 m.

MÉTODOS HIDROQUÍMICOS

El análisis químico de las muestras fue realizado mediante los métodos estándares (APHA/AWWA/WPCF, 1980) que incluye la determinación de los macroconstituyentes (CO_3^{2-}, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-},NO_3^-, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ yK^+), las SST (sales solubles totales), el ph y la conductividad eléctrica. Para valorar si el ciclo hidrológico influye notablemente en la composición química del agua subterránea en la cuenca Costera Sur de Camagüey fueron comparados los valores medios de los macroconstituyentes fundamentales del agua y las SST en los pozos, para los distintos períodos hidrológicos, se observa que al finalizar el período seco es más alto que al terminar el período húmedo, pero esta diferencia, según la prueba de suma de rangos para $\alpha = 0{,}01$, generalmente es no significativa, por lo que se asume que los procesos que traen consigo el incremento de los contenidos de los distintos macroconstituyentes del agua se encuentran en equilibrio dinámico con los procesos de precipitación, todas las observaciones conforman una muestra única (Yera , 2012).

En el análisis hidroquímico se emplea la clasificación propuesta por Kurlov que permite destacar el contenido de los iones más abundantes en el agua investigada. Dentro de los índices hidrogeoquímicos, se emplea el propuesto por Simpson; el ion cloruro es dominante en el agua de mar, mientras que se encuentra en pequeñas cantidades en el agua subterránea; sin embargo, el ion bicarbonato usualmente está en grandes cantidades en el agua subterránea, mientras que es difícil encontrar valores significativos en el agua de mar (Lazo y Solís, 2019). De acuerdo con los resultados obtenidos con la relación de Simpson (R) de la ecuación 1 es posible generar un indicador de calidad de agua según la clasificación que se muestra en tabla 1.

$$R = \frac{Cl^-}{HCO_3^- + CO_3^{2-}} \text{ en meq/L} \quad (1)$$

Tabla 1. Contaminación presuntiva por intrusión salina según la razón de Simpson (1)

Clasificación del agua	Valor de la razón de Simpson
Buena calidad	≤ 0,5
Ligeramente contaminada	0,5 – 1,3
Moderadamente contaminada	1,3 – 2,8
Muy contaminada	2,8 – 6,6
Altamente contaminada	6,6 – 15,5
Severamente contaminada	> 15,5

La representación gráfica de los patrones hidrogeoquímicos se realiza mediante los diagramas de Stiff (Stiff, 1951). Consiste en un sistema de ejes horizontales paralelos y un eje vertical; a la izquierda del gráfico se ubican las concentraciones de los cationes, a la derecha los aniones, expresadas en meq/L (figura 2). Estos diagramas permiten apreciar y comparar en forma rápida los diferentes tipos de aguas, es especialmente útil cuando se quieren apreciar cambios en el comportamiento de un agua en determinado tiempo, por características climáticas, hidrogeológicas o efectos antrópicos (González, 2003).

$Na^+ + K^+$ ---------|--------- Cl^-
Ca^{2+} ---------|--------- HCO_3^-
Mg^{2+} ---------|--------- SO_4^{2-}

Figura 2. Esquema del diagrama propuesto por Stiff.

Fue utilizada la modelación hidrogeoquímica inversa, a partir del modelo de mezcla de agua, mediante el software MODELAGUA que es un sistema automatizado para la modelación hidrogeoquímica, mediante el modelo de mezcla, que permite determina el origen de la composición química de las aguas, así como los procesos geoquímicos que originan dicha composición; posibilita el cálculo de los patrones hidrogeoquímicos y grafica tanto los datos reales como los patrones mediante diagramas de Stiff; el ion Cl^- fue tomado como ion conservativo (ion que no participa en ningún proceso de interacción agua-roca), lo que permite determinar el delta iónico. Si en una misma línea de flujo se toman dos muestras de agua, ambas deben poseer la misma composición química, si esto no ocurre queda evidenciado que durante la trayectoria han ocurrido procesos químicos que modificaron su composición. Esta diferencia de composición o delta iónico se utiliza para determinar los procesos geoquímicos que explican la composición química del agua, y su cuantía. En la tabla 2 se presenta la composición química de las muestras referencias utilizadas en la modelación, correspondientes al pozo L1-N que se encuentra alejado de la línea costera (agua de muy buena calidad) y agua propia del mar.

Tabla 2. Composición química de las muestras referencias (en meq/L).

Patrones	Cl^-	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+
L1-N	0,75	6,00	0,10	0,55	3,91	2,59	0,10
Agua de mar	550,00	2,40	45,0	457,26	22,00	104,0	14,14

MÉTODOS ESTADÍSTICOS MULTIVARIADOS

Se emplean técnicas estadísticas multivariantes de análisis factorial clásico en la determinación de los factores que condicionan la hidrogeoquímica en la subcuenca.

El análisis factorial clásico se basa en el reordenamiento o reducción del espacio evidencia, lo que da lugar a componentes o factores que pueden tomarse como variables causales de acuerdo a la correlación estadística existentes entre las variables observadas. La muestra sometida al análisis factorial debe cumplir las condiciones de normalidad, homocedasticidad y linealidad. Se parte de haber realizado observaciones de las variables medibles y se busca lograr un nuevo sistema de atributos, calculados a partir de los ya existentes, que satisfagan los siguientes requisitos: sean independientes entre sí; sí entre todos los atributos existe alguna correlación, el número de variables del nuevo sistema debe ser menor que el que existía; el nuevo sistema de variables se obtiene a partir de una relación lineal homogénea de los atributos originales. Los factores se determinan de modo que expliquen la mayor varianza de la población, se calcula también la contribución de cada variable original a cada nuevo factor. Cada una de las nuevas variables es linealmente independiente y la varianza explicada es progresivamente menor. Se recomienda retener únicamente aquellas componentes cuya varianza (λ) sea mayor que uno, esto se basa en el hecho de que cualquier factor debe representar más variación que las variables originales estandarizadas.

En el análisis factorial clásico debe realizarse la rotación de los ejes para lograr la máxima variabilidad de los factores, mejorar la interpretación de la matriz factorial y reducir el nivel de ambigüedades; el nuevo sistema de ejes factoriales, que se corresponde con una matriz factorial de estructura simple, deberá presentar carga lo más cercana posible a uno o a cero, respectivamente. Sí las nuevas variables van a estar no correlacionadas debe realizarse una rotación ortogonal, la más popular es la llamada Varimax que persigue los siguientes objetivos:

simplificar las columnas de la matriz factorial, alcanzar la máxima simplificación posible de las columnas de la matriz factorial y maximizar la suma de las varianzas de las cargas requeridas de la matriz de factores.

03 CARACTERIZACIÓN DE LA INTRUSIÓN SALINA EN LA SUBCUENCA NAJASA

COMPORTAMIENTO DE LOS NIVELES HIDROSTÁTICOS EN LOS POZOS

En el pozo no se reportan niveles por debajo del nivel medio del mar, las cotas de agua oscilan entre 2,53m y 5,04m, cota media de 3,86m, desviación estándar de 0,70m y coeficiente de variación de 18,1%.

REACCIONES QUE DETERMINAN LA HIDROGEOQUÍMICA

La modelación hidrogeoquímica inversa permitió precisar que la composición del agua monitoreada en el pozo está determinada por las siguientes reacciones químicas:

- Dolomita (disolución)
  $$CaMg(CO_3)_{2(s)} + 2CO_{2(g)} + 2H_2O_{(l)} \leftrightarrow Ca^{2+}{}_{(ac)} + Mg^{2+}{}_{(ac)} + 4HCO_3^-{}_{(ac)}$$
- Calcita (disolución) $CaCO_{3(s)} + CO_{2(g)} + H_2O_{(l)} \leftrightarrow Ca^{2+}{}_{(ac)} + 2HCO_3^-{}_{(ac)}$
- Albita-caolinita
  $$2NaAlSi_3O_{8(s)} + 2CO_{2(g)} \leftrightarrow Al_2Si_2O_5(OH)_{4(s)} + Na^+{}_{(ac)} + 2HCO_3^-{}_{(ac)} + 4HSiO_{4(ac)}$$
- Sulfato (reducción) $2CH_2O_{(ac)} + SO_4^{2-}{}_{(ac)} \leftrightarrow H_2S_{(ac)} + 2HCO_3^-{}_{(ac)}$
- $K^+ - Ca^{2+}(intercambio)$ $^1/_2\, Ca^{2+}{}_{(ac)} + KR_{(s)} \leftrightarrow K^+{}_{(ac)} + {}^1/_2\, CaR_{2(s)}$
- $CO_2 - HCO_3^-$ $CO_{2(g)} + H_2O_{(l)} \leftrightarrow H_2CO_{3(ac)}$

La modelación hidrogeoquímica inversa también permitió cuantificar la magnitud de las reacciones y la proporción de agua de mar en el agua del pozo, para el manejo estadístico de la información se decide usar un sistema de variables:X_1→ % de agua de mar en la mezcla, X_2→ dolomita (disolución), X_3→calcita (disolución), X_4→ albita-caolinita, X_5→reducción del sulfato, X_6→$K^+ - Ca^{2+}$(intercambio) y X_7→$CO_2 - HCO_3^-$.

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE LAS MUESTRAS EN LA SUPERFICIE DEL POZO

En la superficie del pozo el contenido de sales solubles totales (SST) sobrepasa la concentración máxima deseable (CMD) de 500mg/L, y en algunos momentos llega a sobrepasar la concentración máxima admisible (CMA) de 1 000 mg/L, por lo que el agua puede ser dulce o salobre. El contenido del ion Cl^-como media sobrepasa la CMD de 200 mg/L, aunque varias muestras sobrepasan la CMA de 250 mg/L. Según la relación de Simpson (ecuación 1), el agua se encuentra moderadamente o ligeramente contaminada por agua de mar (tabla3).

Tabla 3. Estadísticos fundamentales de la composición del agua en la superficie del pozo.

Estadístico	HCO_3^- meq/L	Cl^- meq/L	SO_4^{2-} meq/L	Ca^{2+} meq/L	Mg^{2+} meq/L	Na^+ meq/L	K^+ meq/L	SST meq/L	R
Promedio	5,78	6,74	1,03	5,14	2,69	5,87	0,08	921,01	1,345
Desv. Est.	1,66	2,35	0,49	1,55	1,58	1,83	0,09	179,92	0,919
Coef. Var.	28,68	34,84	47,76	30,12	58,83	31,22	109,76	0,19	0,683
Mínimo	2,2	2,99	0	1,6	0,32	3,04	0	547,12	0,421
Máximo	8,8	11,26	2,1	7,4	7,58	9,2	0,3	1220,5	5,118

El agua más frecuentes es del tipo $Cl^- > HCO_3^- - Na^+ > Ca^{2+}$aunque en ocasiones puede ser $HCO_3^- > Cl^- - Ca^{2+} > Na^+$.Los gráficos de Stiff manifiestan el predominio de los iones Na^+ y Cl^-(figura 3), asociados a la mezcla con agua de mar. Como resultado de la modelación hidrogeoquímica inversa de las muestras se pudo comprobar que en la superficie del pozo la proporción de agua de mar varía entre 0,4 y 1,9%, la media alcanza 1,1%.

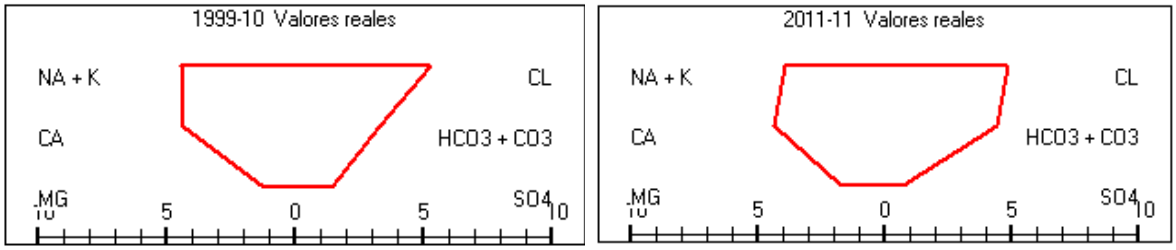

Figura 3. Gráficos de Stiff, muestras fin de período húmedo 1999 y fin de período seco 2011.

El análisis de los deltas iónicos destaca, generalmente, valores positivos de ΔCa^{2+} (media de 0,453mmol/L), ΔNa^+(media de 0,374mmol/L), y $\Delta {SO_4}^{2-}$(media de 0,213mmol/L), asociados a incrementos de estos iones en el agua en relación a las concentraciones teóricas, y valores negativos de $\Delta {HCO_3}^-$ (media de -0,279mmol/L), ΔK^+(media de -0,170mmol/L) y ΔMg^{2+}(media de -0,506mmol/L), que se vincula a la disminución de las concentración de estos iones. La correlación de Pearson entre los delta iónicos, para una probabilidad del 95% (tabla 4) destaca alto nivel de correlación entre siete pares de variables: $\Delta {SO_4}^{2-}$, ΔNa^+ con el porciento de agua de mar; ΔCa^{2+} y ΔMg^{2+} con ΔHCO_3^-; ΔNa^+ con $\Delta {SO_4}^{2-}$; ΔCa^{2+}y ΔNa^+con ΔMg^{2+}.

Tabla 4. Matriz de correlación de Pearson de los deltas iónicos de las muestras en la superficie del pozo.

	%	ΔHCO_3^-	$\Delta {SO_4}^{2-}$	ΔNa^+	ΔCa^{2+}	ΔMg^{2+}	ΔK^+
%	1,0	-0,1791 0,3268	-0,4024 0,0224	-0,3739 0,0350	-0,0602 0,7434	0,0559 0,7611	-0,1639 0,3699
ΔHCO_3^-		1,0	0,1839 0,3137	0,2917 0,1052	0,5039 0,0033	0,4059 0,0212	0,3033 0,0915
$\Delta {SO_4}^{2-}$			1,0	0,4927 0,0042	0,3111 0,0831	-0,2055 0,2591	0,2194 0,2276
ΔNa^+				1,0	0,2245 0,2168	-0,3224 0,0719	0,3023 0,0926
ΔCa^{2+}					1,0	-0,4161 0,0178	0,0138 0,9402
ΔMg^{2+}						1,0	0,0391 0,8316

FACTORES QUE DETERMINAN LA HIDROGEOQUÍMICA

La matriz de Pearson muestra las correlaciones entre cada par de variables, el rango de estos coeficientes de correlación varía entre -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables, también se presenta en cada bloque el valor-P, que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas, valores-P por debajo de 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%, en este caso cuatro pares de variables presentan correlaciones significativas(tabla 5). El análisis factorial permitió extraer dos factores con valores propios mayores que 1,0 (2,163 y 1,150), que explican el 88,1% de la variabilidad en los datos. Los factores rotados tienen las ecuaciones: $Y_1 = 0{,}833 * X_2 - 0{,}946 * X_3$, explica el 57,52%; $Y_2 = 0{,}674 * X_1 - 0{,}647 * X_4 + 0{,}652 * X_5$, explica el 30,58%.

Tabla 5. Matriz de correlación de Pearson de las variables observadas en la superficie.

	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7
X_1	1,0	0,0682 0,7155	-0,0746 0,6900	-0,4207 0,0184	0,4215 0,0182	-0,3069 0,0931	-0,1132 0,5442
X_2		1,0	-0,8360 0,0000	-0,3203 0,0789	0,2050 0,2686	0,0604 0,7467	0,0758 0,6855
X_3			1,0	0,3399 0,0614	-0,3168 0,0824	0,0332 0,8592	-0,1834 0,3234
X_4				1,0	-0,4940 0,0047	0,2812 0,1255	-0,3375 0,0633
X_5					1,0	-0,2324 0,2084	-0,1192 0,5232
X_6						1,0	0,1553 0,4043

Primer factor

El factor destaca la relación lineal inversa moderadamente fuerte entre la disolución de la dolomita (X_2) y la disolución de la calcita (X_3), nivel de confianza del 95,0%, explica el 69,89% de la variabilidad y tiene la ecuación $X_2 = -0{,}043 - 0{,}489 * X_3$ (figura 4). Este factor revela como predominante en la superficie del pozo el proceso de dolomitización, presente en los acuíferos afectados por la intrusión marina, como resultado de la reacción entre el carbonato de calcio presente en forma dispersa o del propio material carbonatado de la matriz rocosa y el exceso de magnesio procedente del mar, lo que trae consigo la formación de dolomita, cuestión que según algunos autores incrementa la permeabilidad en los acuíferos.

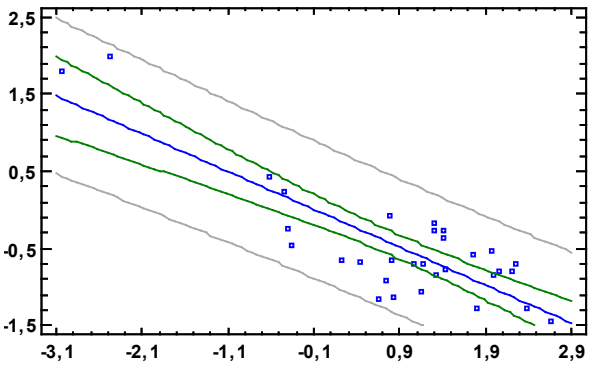

Figura 4. Relación lineal entre la disolución de calcita (eje x) y disolución de la dolomita (eje y)

Segundo factor

Se destaca en este factor la relación lineal relativamente débil, con un nivel de confianza del 95,0%, entre las variables: transformación albita-caolinita (X_4) y el % de agua de mar (X_1) tiene la forma $X_4 = 0{,}748095 - 0{,}540657 * X_1$ y explica 17,70% de la variabilidad en X_4; reducción del sulfato(X_5) y el % de agua de mar(X_1) tiene la forma $X_5 = -0{,}483 + 0{,}255 * X_1$ y explica 17,76% de la variabilidad en X_5. Este factor expresa la acción moderada del proceso de mezcla de aguas con la reducción de sulfato (favorecidos por la presencia de materia orgánica) y reacción inversa de transformación albita-caolinita.

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE LAS MUESTRAS A 15M DE PROFUNDIDAD

El agua a 15m de profundidad muestra notable afectación en su calidad, determinado por el proceso de mezcla agua dulce-agua salada. El contenido de SST en el agua como media sobrepasa la CMA por lo que mayormente es salobre. La concentración del ion Cl^-como media se aproxima a 330mg/L, aunque en muestras aisladas sobrepasa 1 500mg/L. Según la relación de Simpson el agua presenta moderada o ligera contaminación por agua de mar (tabla 6).

Tabla 6. Estadísticos fundamentales de la composición del agua a 15m de profundidad.

Estadístico	HCO_3^- meq/L	Cl^- meq/L	SO_4^{2-} meq/L	Ca^{2+} meq/L	Mg^{2+} meq/L	Na^+ meq/L	K^+ meq/L	SST meq/L	R
Promedio	5,26	9,28	1,17	5,01	3,11	7,96	0,17	1043,49	1,98
Desv. Est.	1,73	8,74	0,60	1,85	2,39	6,85	0,30	537,37	1,85
Coef. Var.	0,33	0,94	0,51	0,37	0,77	0,86	1,76	0,51	0,94
Mínimo	1,70	2,99	0,13	1,20	0,60	3,50	0,00	463,3	0,41
Máximo	7,52	43,25	3,40	7,35	11,13	36,00	1,15	3097,78	8,74

Los tipos de agua más frecuentes son$Cl^- > HCO_3^- - Na^+ > Ca^{2+}$y $HCO_3^- > Cl^- - Ca^{2+} > Na^+$.Los gráficos de Stiff manifiestan el predominio de los iones Na^+ y Cl^-(figura5). Como resultado de la modelación hidrogeoquímica inversa se pudo comprobar que a 15m de profundidad la proporción de agua de mar varía entre 0,4 y 7,7% y tiene como media 1,56%.

Figura 5. Gráficos de Stiff, muestras fin de período húmedo 2001 y fin de período seco 2011.

Al analizar los deltas iónicos se debe destacar valores positivos deΔCa^{2+}(media de 0,455mmol/L),ΔNa^+(media de 0,325mmol/L) y $\Delta {SO_4}^{2-}$(media de 0,184mmol/L) y valores negativos de $\Delta {HCO_3}^-$ (media de-0,576mmol/L), ΔK^+ (media de -0,150mmol/L) y ΔMg^{2+}(media de -0,521mmol/L), que se vincula a la disminución de la concentración de estos iones. Las correlaciones entre los deltas iónicos(tabla 7) destacan la variación sincrónica entre seis pares de variables: ΔNa^+ y $\Delta {SO_4}^{2-}$, ΔMg^{2+} y ΔSO_4^{2-},$\Delta {HCO_3}^-$ y ΔCa^{2+},% de agua de mar con ΔNa^+ y $\Delta {SO_4}^{2-}$.

Tabla 7. Matriz de correlación de Pearson de los deltas iónicos de las muestras a 15m de profundidad.

	%	ΔHCO_3^-	$\Delta {SO_4}^{2-}$	ΔNa^+	ΔCa^{2+}	ΔMg^{2+}	ΔK^+
%	1,0	0,0023 0,9907	-0,5971 0,0008	-0,4342 0,0210	-0,1619 0,4105	0,2029 0,3005	0,3076 0,1113
ΔHCO_3^-		1,0	0,1366 0,4884	0,2907 0,1334	0,6388 0,0003	0,2278 0,2437	0,0749 0,7050
$\Delta {SO_4}^{2-}$			1,0	0,6916 0,0000	0,3205 0,0964	-0,4210 0,0257	0,0231 0,9070
ΔNa^+				1,0	0,3467 0,0707	-0,3694 0,0530	0,0705 0,7215
ΔCa^{2+}					1,0	-0,5077 0,0058	-0,0260 0,8954
ΔMg^{2+}						1,0	-0,0701 0,7230

FACTORES QUE DETERMINAN LA HIDROGEOQUÍMICA

Las correlaciones de Pearson destacan que nueve pares de variables presentan correlaciones significativas para una probabilidad del 95 % (tabla 8). El análisis factorial permitió extraer un factor rotado, solo un valor propio es mayor o igual que 1,0 (2,431), que tiene la ecuación $Y_1 = 0{,}515 * X_1 + 0{,}662 * X_2 - 0{,}706 * X_3 - 0{,}767 * X_4 + 0{,}763 * X_5$y explica 66,90% de la variabilidad en los datos originales. Cuando se presenta intrusión salina relativamente baja (alrededor del 2%) se favorecen procesos hidrogeoquímicos inversos de reducción de los sulfatos, la transformación albita-caolinita y en menor medida la disolución de la dolomita y la precipitación de la calcita.

Tabla 8. Matriz de correlación de Pearson de las variables observadas a 15m de profundidad.

	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7
X_1	1,0	0,2238 0,2431	-0,2119 0,2698	-0,4318 0,0193	0,5928 0,0007	0,3049 0,1077	0,1403 0,4678
X_2		1,0	-0,8355 0,0000	-0,3725 0,0466	0,4233 0,0047	-0,0718 0,7115	0,0203 0,9169
X_3			1,0	0,4254 0,0214	-0,4268 0,0210	0,0729 0,7069	-0,2064 0,2827
X_4				1,0	-0,6942 0,0000	0,0748 0,6997	-0,4779 0,0087
X_5					1,0	-0,0260 0,8934	-0,0348 0,8577
X_6						1,0	0,0748 0,6999

En este factor se resalta la relación lineal moderadamente fuerte, con un nivel de confianza del 95,0%, entre dos pares de variables: la disolución de la dolomita(X_2)y la disolución de la calcita(X_3) que tiene la ecuación $X_2 = -0{,}139 - 0{,}424 * X_3$ y explica el 69,81% de la variabilidad en X_2 (figura6); la transformación albita-caolinita(X_4) y la reducción del sulfato (X_5) que tiene la ecuación $X_4 = -0{,}095 - 1{,}397 * X_5$ y explica el 48,18% de la variabilidad en X_4 (figura7).Entre las demás variables la relación lineal es débil o no significativa.

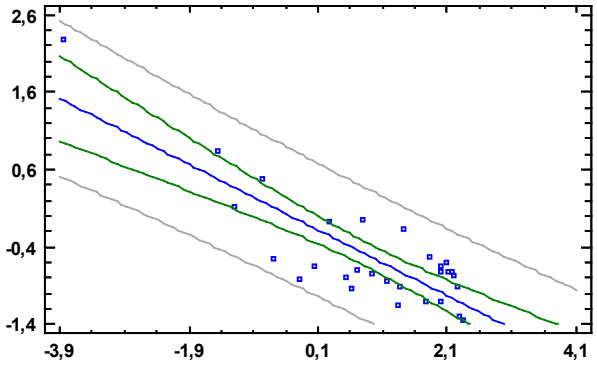

Figura 6. Relación lineal entre disolución de la calcita (eje x) y disolución de la dolomita (eje y).

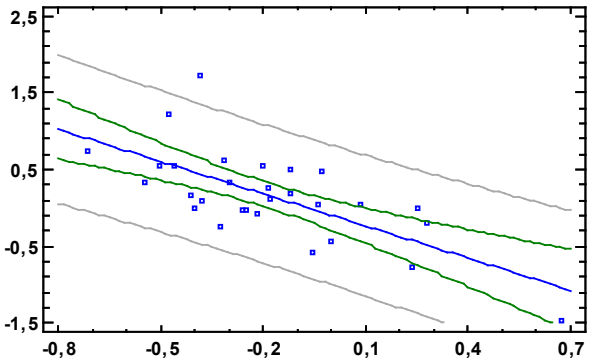

Figura 7. Relación lineal entre reducción del sulfato (eje x) y transformación albita caolinita (eje y).

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE LAS MUESTRAS A 30M DE PROFUNDIDAD

El agua presente es de muy mala calidad, el contenido medio de SST está próximo a 3 400mg/L y en ocasiones sobrepasa los 6 000 mg/L, a partir del año 2010 comienza su descenso. El contenido del ion Cl^-es muy alto, como media supera los 1 650 mg/L, aunque por momentos alcanza los 3 000 mg/L. La relación de Simpson muestra agua altamente contaminada por agua de mar, que puede rebasar el valor de 15,5 considerada como severamente contaminada (tabla 9).

Tabla 9. Estadísticos fundamentales de la composición del agua a 30m de profundidad.

Estadístico	HCO_3^- meq/L	Cl^- meq/L	SO_4^{2-} meq/L	Ca^{2+} meq/L	Mg^{2+} meq/L	Na^+ meq/L	K^+ meq/L	SST meq/L	R
Promedio	5,38	45,85	4,38	7,63	7,91	40,71	0,55	3435,3	8,226
Desv. Est.	1,52	29,9	3,63	2,71	4,55	27,53	0,74	2023,6	4,799
Coef. Var.	0,28	0,65	0,83	0,35	0,57	0,68	1,36	0,59	0,583
Mínimo	1,28	5,97	0,00	0,95	0,72	3,48	0,00	503,00	1,435
Máximo	7,07	110,0	14	11,37	19,5	97,60	2,20	7755,9	18,33

El tipo de agua más frecuente es $Cl^- - Na^+$, a partir del año 2010 el agua pasa a ser del tipo $Cl^- > HCO_3^- - Na^+ > Ca^{2+}$. Los gráficos de Stiff manifiestan el predominio de los iones Na^+ y Cl^- (figura 8) asociados al incremento del proceso de mezcla de aguas, hecho que fue corroborado por la modelación hidrogeoquímica inversa de las muestras, se pudo comprobar que a 30m de profundidad la proporción de agua de mar varía entre 1,0 y 19,9% y tiene como media 8,21%.

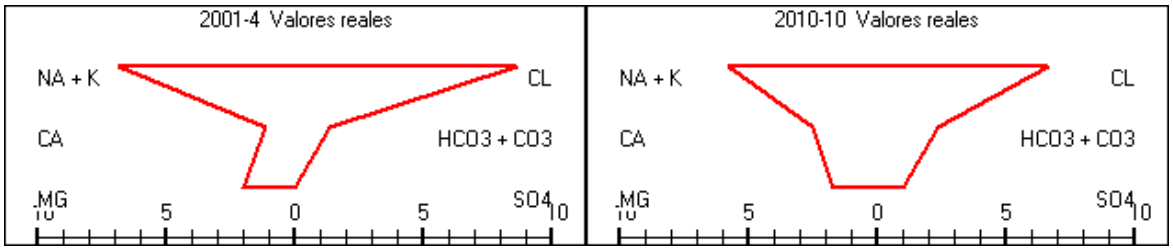

Figura 8. Gráficos de Stiff, muestras fin de período húmedo 2001 y fin de período seco 2010.

Los deltas iónicos destacan valores positivos de ΔNa^+(media de 2,869mmol/L) y ΔCa^{2+}(media de 1,259 mmol/L), valores negativos deΔMg^{2+}(media de -1,564 mmol/L) y ΔK^+

(media de -0,735mmol/L). Las correlaciones de Pearson entre los deltas iónicos (tabla 10) destacan la variación sincrónica entre cuatro pares de variables: ΔNa^+ y $\Delta {SO_4}^{2-}$, ΔCa^{2+} y ΔHCO_3^-, ΔMg^{2+} y ΔNa^+, ΔMg^{2+} y % de agua de mar en el agua.

Tabla 10. Matriz de correlación de Pearson de los deltas iónicos de las muestras a 30m de profundidad.

	%	ΔHCO_3^-	$\Delta {SO_4}^{2-}$	ΔNa^+	ΔCa^{2+}	ΔMg^{2+}	ΔK^+
%	1,0	0,3591 0,1434	0,1871 0,4572	0,4488 0,0617	0,3564 0,1466	-0,5750 0,0125	-0,3106 0,2097
ΔHCO_3^-		1,0	0,2976 0,2303	0,1806 0,4734	0,5947 0,0092	-0,0265 0,9168	0,0090 0,9717
$\Delta {SO_4}^{2-}$			1,0	0,6668 0,0025	0,4280 0,0764	-0,1077 0,6705	0,0246 0,9228
ΔNa^+				1,0	0,2510 0,3151	-0,5349 0,0222	-0,4646 0,0521
ΔCa^{2+}					1,0	-0,1831 0,4670	-0,2588 0,2998
ΔMg^{2+}						1,0	0,1789 0,4775

FACTORES QUE DETERMINAN LA HIDROGEOQUÍMICA

La matriz de correlación de Pearson destaca correlaciones significativas entre 10 pares de variables, con un nivel de confianza del 95,0% (tabla 11).El análisis factorial permitió extraer dos factores con valores propios mayores a 1,0 (3,421 y 1,140), que explican el 89,17% de la variabilidad de los datos y tiene las ecuaciones siguientes: $Y_1 = -0{,}790 * X_4 + 0{,}605 * X_6$**,** explica el 66,88**%;**$Y_2 = 0{,}686 * X_1 - 0{,}855 * X_2 + 0{,}855 * X_3$**,** explica el 22,29**%.** Estos factores permiten identificar que a 30m de profundidad los fenómenos hidrogeoquímicos predominantes son los procesos inversos de reducción de los sulfatos e intercambio iónico $K^+ - Ca^{2+}$, y que el incremento del porcentaje de agua de mar trae consigo la disolución de cantidades adicionales de calcita y la intensificación del proceso de dolomitización.

Tabla 11. Matriz de correlación de Pearson de las variables observadas a 30m de profundidad.

	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7
X_1	1,0	-0,6351 0,0026	0,6441 0,0022	0,5248 0,0175	-0,2073 0,3804	-0,3857 0,0930	-0,3074 0,1873
X_2		1,0	-0,7842 0,0000	-0,5817 0,0071	0,1013 0,6709	0,2818 0,2287	0,2826 0,2273
X_3			1,0	0,4922 0,0275	-0,2826 0,2274	-0,2355 0,3175	-0,2913 0,2127
X_4				1,0	-0,6400 0,0024	-0,5145 0,0203	-0,7972 0,0000
X_5					1,0	-0,0198 0,9339	0,3403 0,1421
X_6						1,0	0,7345 0,0002

Primer factor

En el factor se combina de forma lineal moderadamente fuerte las variables transformación albita-caolinita (X_4) y el intercambio $K^+ - Ca^{2+}(X_6)$, nivel de confianza de 95,0%, explica 26,47% de la variabilidad y tiene la ecuación $X_6 = -0{,}549 - 0{,}119 * X_4$ (figura9).

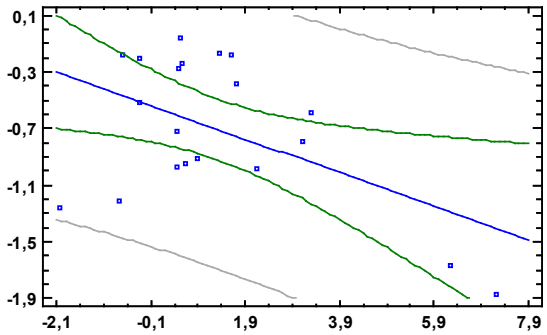

Figura 9. Relación lineal entre transformación albita-caolinita (eje x) y el intercambio $K^+ - Ca^{2+}$ (eje y)

Segundo factor

En el factor se combinan de forma lineal moderadamente fuerte dos pares de variables, con un nivel de confianza del 95,0%. La relación lineal inversa entre la disolución de la dolomita(X_2)y el % de agua de mar (X_1)explica 40,33% de la variabilidad en X_2y tiene la forma$X_2 = -0{,}577 - 0{,}113 * X_1$ (figura10). La disolución de la calcita (X_3) y el % de agua de mar (X_1), guardan una relación lineal directa que tiene la ecuación$X_3 = 0{,}760 + 0{,}184 * X_1$ y explica 41,49% de la variabilidad en X_3(figura 11).

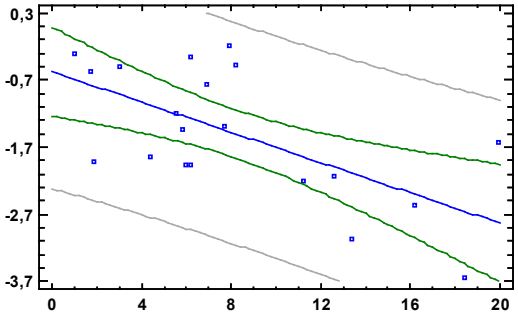

Figura 10. Relación lineal entre % de agua de mar (eje x) y la disolución de la dolomita (eje y).

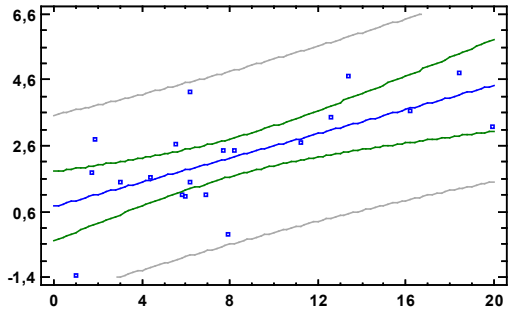

Figura 11. Relación lineal entre % de agua de mar (eje x) y la disolución de la calcita (eje y).

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE LAS MUESTRAS A 66,4M DE PROFUNDIDAD

En el agua el valor medio de SST se aproxima a 5000 mg/L, aunque puede alcanzar los 8000mg/L, en el año 2010 comienza un descenso considerable cuando apenas sobrepasa CMA. El contenido del ion Cl^-es muy alto, hasta 5 000 mg/L, la media alcanza 2 460 mg/L. La relación de Simpson muestra valores por encima de 15,5, por lo que la contaminación es severa, a partir del año 2010 desciende esta relación y el agua llega a altamente contaminada (tabla 12).

Tabla 12. Estadísticos fundamentales de la composición del agua a 66,4m de profundidad.

Estadístico	HCO_3^- meq/L	Cl^- meq/L	SO_4^{2-} meq/L	Ca^{2+} meq/L	Mg^{2+} meq/L	Na^+ meq/L	K^+ meq/L	SST meq/L	R
Promedio	5,85	72,94	4,09	8,94	11,54	60,76	0,71	4981,2	13,12
Desv. Est.	1,5	47,36	3,99	2,69	6,38	39,98	0,87	2805,0	9,01
Coef. Var.	0,26	0,65	0,97	0,3	0,55	0,66	1,23	0,56	0,69
Mínimo	2,5	7,606	0,4	4,2	2,85	6,48	0,00	1112,7	1,02
Máximo	8,5	150	14,5	12,3	22,15	130,20	2,6	9887,9	28,00

El tipo de agua más frecuentemente es $Cl^- - Na^+$, a partir del año 2010 el agua pasa a ser de tipo $Cl^- > HCO_3^- - Na^+ > Ca^{2+}$. Los gráficos de Stiff manifiestan el predominio de los iones Na^+ y Cl^-(figura 12) en virtud del incremento del proceso de mezcla de aguas, hecho que fue corroborado por la modelación hidrogeoquímica inversa de las muestras; se pudo comprobar que a 66,4m de profundidad la proporción de agua de mar varía entre 1,2 y 27,2%,la media es de 13,14%.

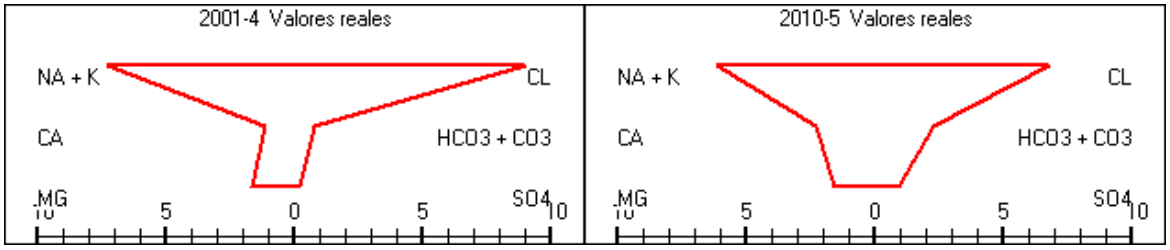

Figura 12. Gráficos de Stiff, muestras fin de período seco 2001 y fin de período seco 2010.

En los delta iónicos se destacan los valores positivos de ΔCa^{2+}(media de 1,395mmol/L) y valores negativos de ΔMg^{2+} (media de -2,284mmol/L), ΔK^+(media de -1,303mmol/L),$\Delta {SO_4}^{2-}$(media de -1,043mmol/L) y valores muy variables de ΔNa^+. La correlación de Pearson (tabla 13) denota una relación lineal moderadamente fuerte entre cuatro pares de variables:${SO_4}^{2-}$y ΔK^+, ΔMg^{2+} y ΔK^+, % de agua de mar con ΔMg^{2+}y ΔK^+.

Tabla 13. Matriz de correlación de Pearson de los deltas iónicos de las muestras a 66,4m de profundidad.

	%	ΔHCO_3^-	$\Delta {SO_4}^{2-}$	ΔNa^+	ΔCa^{2+}	ΔMg^{2+}	ΔK^+
%	1,0	0,1412 0,5845	-0,4176 0,1058	0,1353 0,6003	0,2353 0,3621	-0,8118 0,0017	-0,6765 0,0088
ΔHCO_3^-		1,0	0,1588 0,5385	0,2676 0,2999	0,2118 0,4121	0,1265 0,6243	0,1118 0,6651
$\Delta {SO_4}^{2-}$			1,0	0,3706 0,1512	0,1676 0,5161	0,1324 0,6082	0,7206 0,0053
ΔNa^+				1,0	-0,0500 0,8464	-0,2029 0,4319	0,0618 0,8109
ΔCa^{2+}					1,0	-0,0882 0,7325	0,0735 0,7758
ΔMg^{2+}						1,0	0,5412 0,0361

FACTORES QUE DETERMINAN LA HIDROGEOQUÍMICA

La matriz de correlación de Pearson con un nivel de confianza de 95,0%, destaca ocho pares de variables (tabla 14).En la determinación de factores causales de la composición química del agua, dos factores rotados poseen valores propios mayores o iguales que 1,0 (3,166 y 1,971) que en conjunto explican el 87,82% de la variabilidad en los datos: $Y_1 = 0{,}841 * X_1 - 0{,}942 * X_2 + 0{,}756 * X_3 - 0{,}713 * X_6$,explica el 54,13%;$Y_2 = 1{,}151 * X_4$, explica el 33,70%.

En el fondo del pozo (a la profundidad de 66,4m) los procesos hidrogeoquímicos están determinados en primera instancia por el porcentaje de agua de mar presente en la mezcla de aguas, intensificando los procesos de dolomitización, disolución de la calcita y el intercambio iónico inverso $K^+ - Ca^{2+}$; en menor medida se resalta la reducción de los sulfatos vinculado a procesos microbiológicos.

Tabla 14. Matriz de correlación de Pearson de las variables observadas a 66,4m de profundidad.

	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7
X_1	1,0	-0,7066 0,0022	0,6774 0,0039	-0,0008 0,9976	0,5424 0,0300	-0,7177 0,0017	0,3138 0,2365
X_2		1,0	-0,8679 0,0000	-0,2967 0,2645	-0,3725 0,1553	0,6283 0,0091	-0,3290 0,2135
X_3			1,0	0,2883 0,2788	0,1056 0,6972	-0,3580 0,1733	0,2560 0,3386
X_4				1,0	-0,4492 0,0809	-0,0028 0,9918	-0,6421 0,0073
X_5					1,0	-0,7929 0,0002	0,3067 0,2480
X_6						1,0	-0,1076 0,6915

Primer factor

En el primer factor se manifiesta la relación lineal moderadamente fuerte entre tres pares de variables, con un nivel de confianza del 95,0%: la disolución de la dolomita(X_2) yel % de agua de mar(X_1) ajustan según $X_2 = 0{,}291 - 0{,}189 * X_1$, explica 49,93% de la variabilidad en X_2; la relación entre la disolución de la calcita(X_3) yel % de agua de mar (X_1) tiene la ecuación$X_3 = 0{,}703 + 0{,}167 * X_1$,explica 45,88% de la variabilidad en X_3(figura 13); la relación entre el intercambio $K^+ - Ca^{2+}$ (X_6) y% de agua de mar(X_1), explica 51,51% de la variabilidad en X_6 y tiene la ecuación $X_6 = -0{,}027 - 0{,}092 * X_1$(figura 14).

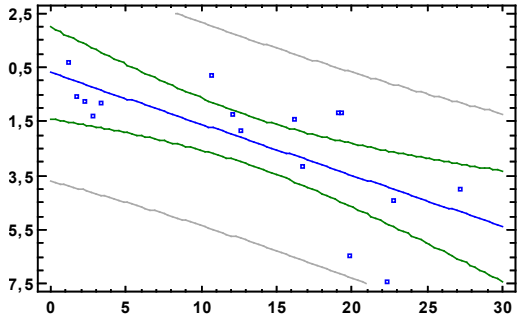

Figura 13. Relación lineal entre % de agua de mar (eje x) y la disolución de la dolomita (eje y).

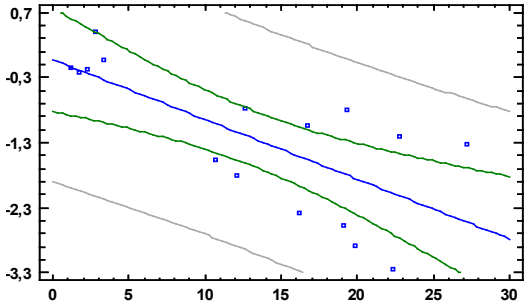

Figura 14.Relación lineal entre % de agua de mar (eje x) y el intercambio $K^+ - Ca^{2+}$ (eje y).

Segundo factor

El segundo factor destaca la transformación albita-caolinita (X_4) que explica el 33,70% de la variabilidad de las variables originales.

PROCESO DE INTRUSIÓN SALINA

Según Fagundo y colaboradores (1996) en los acuíferos cársicos costeros pueden distinguirse tres zonas geoquímicas bien diferenciables, en perfil del pozo se pudo identificar dos de las zonas geoquímicas propuestas, no se presenta la zona en que prevalece agua del tipo $HCO_3^- - Ca^{2+}$en equilibrio con la calcita.

Zona en que prevalece agua del tipo $Cl^- - Na^+$, las cuales se encuentran sobresaturadas en relación con la calcita

Esta zona se manifiesta en las mayores profundidades monitoreadas (66,4m y 30m) que coincide con las mayores profundidades de extracción del agua subterránea en la subcuenca, en ella el agua es de muy mala calidad, asociado a la sobre explotación a que fue sometida hasta principios del siglo 21 y el avance de la cuña salina, después decreció la explotación y a partir del año 2010 el agua mejoró sus características de calidad.

A la profundidad de 66,4mlos dos factores que determina la hidrogeoquímica están relacionados con el proceso de intrusión salina. En la medida que se incrementa la proporción de agua de mar crece la disolución de la calcita y la precipitación de la dolomita. La reacción de intercambio inverso albita-caolinita, que puede ser explicado porque el Ca^{2+} absorbido por la fase sólida es cedida a la solución a cambio del Na^+ disuelto, sucede cuando avanza la cuña salina. Se presentan valores muy bajos de la relación $Na^+/_{Cl^-}$, en mg/L, con media de 0,543.

A la profundidad de 30m el primer factor está determinado por la reacción de intercambio albita-caolinita y el intercambio inverso$K^+ - Ca^{2+}$.El segundo factor expresa como la proporción de agua de mar incide en la disolución de la calcita y la precipitación de la dolomita. Ambos factores están relacionados con la intrusión marina.

Zona de mezcla donde el agua generalmente es del tipo $HCO_3^- > Cl^- - Ca^{2+} > Na^+$, $Cl^- > HCO_3^- - Na^+ > Ca^{2+}$ o de facies intermedias y la cual se puede encontrar insaturadas respecto a la calcita

Esta zona se presenta en las menores profundidades de monitoreo (15m y en la superficie del pozo), el agua muestra mejores índices de calidad que la zona anterior, pero generalmente sobrepasa los contenidos máximos deseables o admisibles y manifiesta ligera o moderada contaminación por agua de mar. A la profundidad de 15m se evidencia que el proceso de mezcla da lugar a un factor causal único que relaciona el incremento del porcentaje de agua de mar con procesos hidrogeoquímicos inversos de reducción de los sulfatos, la transformación albita-caolinita y en menor medida la disolución de la dolomita y la precipitación de la calcita.

En la superficie del pozo el agua es dulce o salobre, en ocasiones supera las CMA de SST y Cl^- y se encuentra ligera o modera contaminación por agua de mar. El análisis factorial destaca dos factores causales, el primero resalta los procesos hidrogeoquímicos vinculados con el medio geológico por donde circula el agua subterránea y el segundo muestra la relación relativamente débil entre el porcentaje de agua de mar con la reacción inversa de transformación albita-caolinita y la reducción del sulfato, por lo que, a pesar de existir mezcla de agua, se revela un predominio del medio geológico en la determinación de los procesos hidrogeoquímicos.

04 CONCLUSIONES

En la subcuenca Najasa el agua se encuentra afectada por la intrusión marina, en el perfil estudiado se presentan dos zonas geoquímicas diferentes, el agua a las mayores profundidades se encuentra severa o altamente contaminada, vinculada a la sobreexplotación en el área, al reducirse la explotación, decrece la magnitud de la intrusión. En la medida que se aproxima a la superficie del pozo, el agua se encuentra menos afectada por la intrusión marina y comienza a manifestarse el predomina del medio geológico en los procesos hidrogeoquímicos.

05 REFERENCIAS

APHA/AWWA/WPCF. (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 22nd Edition. ISBN 9780875530130. Washington DC: American Public Health Association.

Fagundo J., Váldes J. y Rodríguez J. (1996). Hidroquímica del Karst. Editorial Grupo de Investigación Recursos Hídricos y Geología Ambiental. ISBN 84-921345-8-X. Granada, España.

González P. (2003). Tesis Doctoral "Contribución al conocimiento hidrogeoquímico de acuíferos cársicos costeros con intrusión marina. Sector Güira-Quivicán, Cuenca Sur de La Habana". Instituto Superior Politacnico José Antonio Echeverría. La Habana, Cuba.

Lazo A. y Solís Y. (2019.). Interpretación de calidad de agua para casos con potencial intrusión salina. Tecnología en Marcha, Vol 32 Especial. 82-96. ISBN 2215-3241-0379-3982. Costa Rica.

Stiff H. (1951). The interpretation of chemical water analysis by means of pattern, Jour. Petroleum Technology, 3(10), 15-17.

Yera G. (2012). Tesis Doctoral Hidrogeoquímica de la Cuenca Costera Sur de Camagüey, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría. La Habana, Cuba.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Gladis Yera Digat https://orcid.org/0000-0003-0568-8775
Realizó el diseño de la investigación. Efectuó recopilación de información y contribuciones en la interpretación de los datos, análisis de los resultados y en la revisión y redacción del informe final.

Irenis Abad Ramírez https://orcid.org/0000-0001-8757-8523
Realizó recopilación de información y contribuciones en la interpretación de los datos.

Martha de la Caridad Suárez Acuña https://orcid.org/0000-0002-4418-5698
Realizó recopilación de información.

Estudio de la surgencia durante eventos de inundación costera en la costa sur-occidental de Cuba

Edgar Stefano E-MAIL: edgstefano@gmail.com
Centro de Investifaciones Hidráulicas. Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", CUJAE, Cuba.

Luis F. Córdova López E-MAIL: cordovalopez1962@gmail.com
Centro de Investifaciones Hidráulicas. Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", CUJAE, Cuba.

RESUMEN

En este trabajo se presenta un estudio de la surgencia al paso los ciclones tropicales Iván (2004) y Gustav (2008), eventos asociados a inundaciones costeras en la zona; aplicando Delft3D-FLOW con el objetivo de determinar su influencia en las sobrelevaciones totales del mar ocurridas. Se obtuvieron gráficos de elevación del mar debido a la surgencia en La Coloma, Playa Bailen, Cabo de San Antonio, Playa Bibijagua y en Carapachibey. Ante la ausencia de datos medidos, se validó comparando los resultados con estudios anteriores y modelando en otra zona, con presencia de estaciones de medición del nivel del mar, pero aplicando la misma metodología. Finalmente se concluyó que la aplicación del modelo bajo la metodología empleada, describió correctamente el fenómeno.

PALABRAS CLAVES: eventos hidrometeorológicos, huracanes, marea de tormenta, modelación costera

Storm surges study during coastal flooding events in the southwestern coast of Cuba

ABSTRACT

This paper presents a study of the upwelling of tropical cyclones Iván (2004) and Gustav (2008), both associated with coastal flooding in the area. The Delft3D-FLOW model was applied in order to determine its influence on the total sea surges that occurred. Graphs of sea elevation due to upwelling were obtained at La Coloma, Playa Bailen, Cabo de San Antonio, Playa Bibijagua and Carapachibey. In the absence of measured data, it was validated by comparing the results with previous studies and modeling in another area, with the presence of sea level measurement stations, but applying the same methodology. Finally, it was concluded that the application of the model under the methodology used correctly described the phenomenon.

KEYWORDS: hydrometeorological events, hurricanes, storm surge, coastal modeling

CITMA CERTIFICADO

Junio 2022-RECIBIDO | APROBADO-Julio 2022

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

El cambio climático ha incrementado los daños producidos por las inundaciones costeras (IC), siendo más vulnerables los pequeños estados insulares. (IPCC-WGI, 2021). Específicamente Cuba es afectada cada año por múltiples eventos meteorológicos asociados a las IC (Hidalgo-Mayo et al., 2017). Según Mitrani et al. (2000), históricamente las mayores inundaciones han sido generadas al paso de ciclones tropicales (CT), de los cuales, además, se espera un aumento en intensidad y frecuencia en el futuro (Emanuel, 2013). Estos eventos generan sobrelevación temporal de nivel del mar a través de las mareas de tormenta o surgencia, arrastre del viento y oleaje.

Estas condiciones han aumentado el interés sobre lo CT, las inundaciones y la relación que existen entre ellos; facilitado por el desarrollo actual de la informática y los modelos computacionales de generación del oleaje, hidrodinámicos y atmosféricos.

Los modelos son una potente herramienta para el estudio de escenarios futuros y problemas teóricos difíciles de estudiar en los laboratorios, bien por limitaciones económicas o logísticas. En ingeniería costera y marítima han sido aplicadas en la predicción de las evoluciones de tormentas tropicales, surgencia de tormenta, cambios morfológicos en perfiles de playas, entre muchas otras investigaciones.

Ente estos modelos se encuentran los de la plataforma Delft3D (FLOW, MOR y WAVE), de gran prestigio, destacándose en la estabilidad y precisión. Este, ha sido desarrollado por la empresa holandesa Deltares y está diseñado para aplicaciones costeras, ribereñas y estearinas, simulando condiciones de flujo, oleaje, transporte de sedimentos, calidad de agua, ecología y morfología a través de sus modelos (Deltares, 2018). Es de acceso público y código abierto. Utiliza el método numérico de las diferencias finitas para el desarrollo de las ecuaciones físicas y las mallas horizontales pueden ser cartesianas, curvilíneas y estructuradas.

En Cuba el modelo Delft3D-FLOW se ha aplicado en años recientes por el Grupo de Ingeniería Costera y Marítima del Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH) ya sea para el estudio independiente de la hidrodinámica del mar o acoplado con Delft3D-WAVE, el modelo de oleaje integrado al Delft3D. Entre estas investigaciones se encuentran las tesis diploma de Orta (2020) y Morejón (2020) en las que se estudian los sobrepasos del oleaje en el malecón de La Habana durante la ocurrencia de los huracanes Wilma (2005) e Irma (2017) respectivamente usando el acoplamiento de Delft3D FLOW y WAVE. Previamente, existen antecedentes dentro del mismo grupo de investigaciones con otros modelos hidrodinámicos. Entre los casos más recientes se encuentran los trabajos de (Portela y Córdova 2016) y Rodríguez et al. (2020) desarrollados con el modelo ADCIRC (ADvanced CIRCulation Model) y ADCIRC+SWAN (Simulating Waves Nearshore Model).

Teniendo en cuenta lo anteriormente referido, este trabajo centró sus esfuerzos en el estudio mediante Delft3D-FLOW de la surgencia al paso los CT Iván (2004) y Gustav (2008), ambos asociados a IC al sur-occidental de Cuba, con el objetivo de determinar la influencia de esta variable en la sobrelevación del mar durante estos eventos en la zona. En la figura 1 se muestra las trayectorias de ambos CT a su paso por el Caribe y el Sur de Estados Unidos.

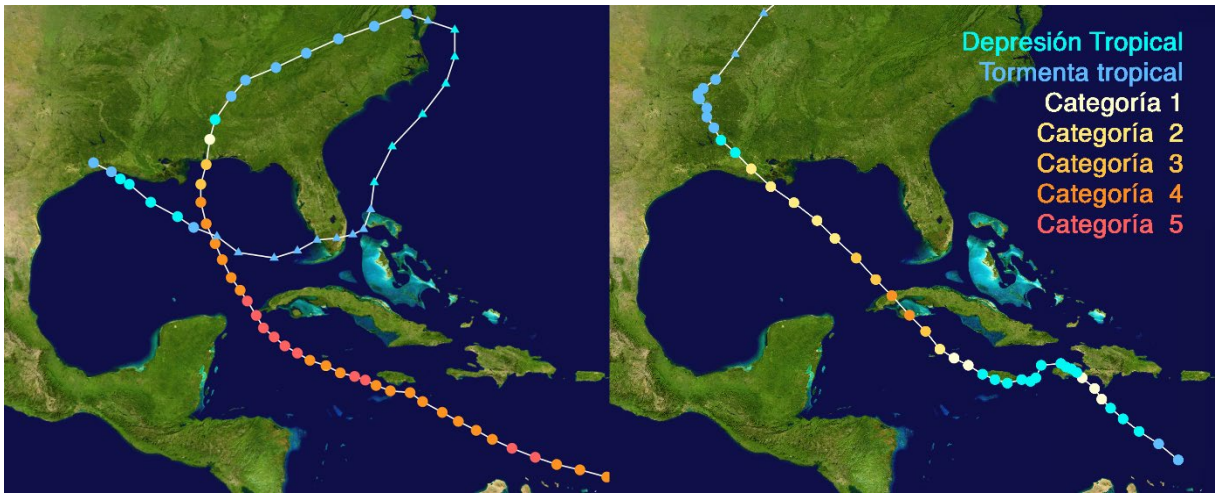

Figura 1 Trayectorias en el Caribe de los CT Iván (2004), en la imagen de la izquierda y Gustav (2008), a la derecha.

El Huracán Iván tuvo su paso por Cuba entre los días 13 y 14 de septiembre de 2004, acompañado de fuertes vientos y generando lluvias intensas en el occidente del país. En la costa sur de la Isla de la Juventud se produjeron IC por penetraciones del mar, al igual que en las zonas bajas de la costa sur de la región occidental. La altura de la surgencia calculada para la costa sur de Pinar del Río, desde La Coloma hasta el Cabo de San Antonio, estuvo en el rango de 1,8 y 3,7 metros. (INSMET, 2022b)

Por su parte, el huracán Gustav fue el segundo huracán más destructivo de la temporada de huracanes en el Atlántico de 2008. Tuvo influencia en la costa sur de Cuba entre los días del 27 y día 31. El centro de Gustav, siendo un huracán de categoría 4 cruzó sobre la costa oriental de la Isla de la Juventud. (INSMET, 2022a)

Una vez en el golfo, Gustav se debilitó gradualmente pasando a huracán de categoría 2 a fines del 31 de agosto y permaneció con esa intensidad hasta tocar tierra en la mañana del 1 de septiembre cerca de Cocodrie (Luisiana, Estados Unidos). El debilitamiento continuó, y Gustav se convirtió en una tormenta tropical esa noche y a una depresión tropical al día siguiente mientras deambulaba por el centro sur de los Estados Unidos.

02 MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación es de tipo experimental, cuantitativa, longitudinal en el tiempo y de carácter exploratorio. Se basa en el método de modelación, al simplificar el objeto de investigación en un modelo capaz de reflejar idealmente la realidad, sustentado en la lógica de la ciencia. Se emplearon modelos espaciales, temporales, hidrodinámicos simular el comportamiento de sistemas reales de mayor complejidad.

En la metodología aplicada para aplicar los modelos, el primer paso fue la elección y el procesamiento de los datos atmosféricos necesarios (vientos y presiones) se emplearon datos climáticos de re-análisis de la base de datos ERA5 del C3S (Copernicus Climate Change Services) de la ECMWF (European Center for Medium-Range Weather Forecasts), disponibles en https://climate.copernicus.eu/climate-reanalysis. Estos datos son entrados al modelo como mallas de vientos.

Ante la ausencia de mediciones en la costa sur de Cuba, la validación de los modelos se basó en observaciones y estimaciones registradas en la literatura durante la ocurrencia de estos fenómenos, y en la aplicación del modelo aplicando la misma metodología para simular la surgencia al paso de Gustav cerca de las costas de Cocodrie, zona en la que existen estaciones de medición de nivel pertenecientes a la NOAA, cuyos datos son públicos en https://tidesandcurrents.noaa.gov. Se seleccionaron 4 estaciones, cuyas ubicaciones e identificación (ID) se muestran en la figura 2.

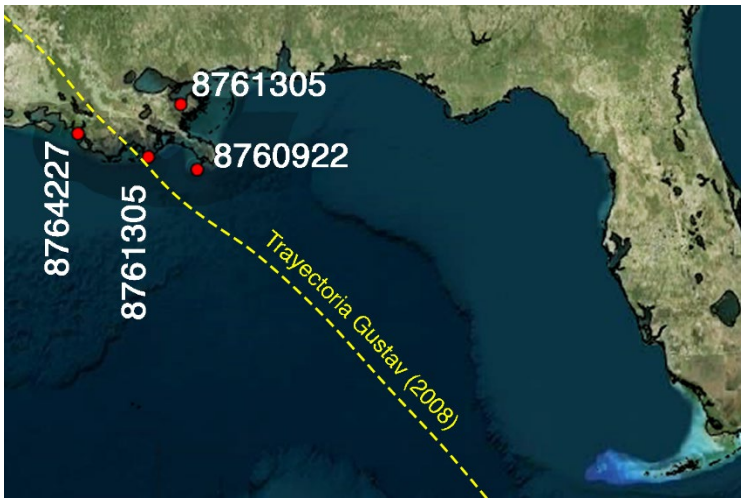

Figura 2 Ubicación e ID de las estaciones de medición de nivel del mar empleadas para la validación

Para los modelos se emplearon dos configuraciones de mallas de características similares, una para la validación, y otra para los casos de estudio en la zona sur-occidental de Cuba. Ambas configuraciones de mallas fueron anidadas como se muestran en la figura 3, siendo la resolución de la malla exterior de 0,025º (aproximadamente 2,78 km) y la malla interior de 0,005º (aproximadamente 0,56 km). Para las mallas exteriores se empleó la batimetría GEBCO 08, mientras para las anidadas se empleó SURA del Golfo de México en el modelo de validación y una batimetría local para la zona caso de estudio.

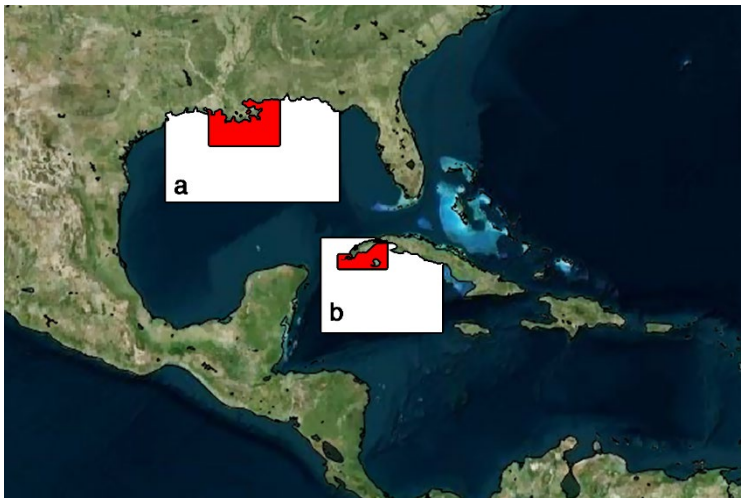

Figura 3 Mallas de cómputo para la calibración en la costa sur de Estados Unidos (a) y la modelación en la zona sur-occidental de Cuba (b).

Como parte del estudio se colocaron puntos de observación virtuales, de los que no se tienen mediciones pero que permiten conocer el comportamiento de la surgencia en el sur occidental. Los

puntos seleccionados se ubicaron, como se ilustra en la figura 4, en La Coloma, Playa Bailen y Cabo de San Antonio en Pinar del Río. Para la Isla de la Juventud se ubicaron puntos en Playa Bibijagua y en Carapachibey.

Figura 4 Ubicación de los puntos virtuales de observación

La ubicación geográfica de estos puntos se detalla en la tabla 1.

Tabla 1 Ubicación de los puntos virtuales de observación

Boya virtual	Latitud (º)	Longitud (º)
Cabo de San Antonio, Pinar del Río	21,864	-84,951
La Coloma, Pinar del Río	22,231	-83,559
Playa Bailen, Pinar del Río	22,158	-83,931
La Coloma, Pinar del Río	22,231	-83,559
Playa Bibijagua, Isla de La Juventud	21,900	-82,742
Carapachibey, Isla de La Juventud	21.500	-82.917

03 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, en las figuras de la 5 a la 8 se muestran gráficos del nivel del mar calculado mediante el modelo en comparación a las mediciones y la predicción en cada una de las estaciones de observación seleccionadas. Estos resultados, como se expuso previamente fueron empleados para validar los modelos.

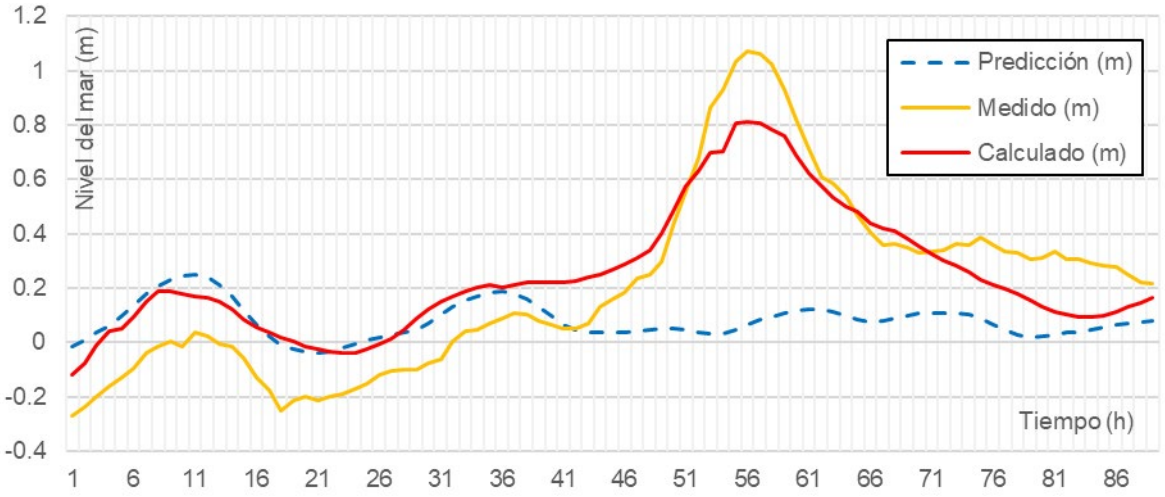

Figura 5 Comparación de los niveles del mar calculados en la modelación con la predicción y lo medido por la estación 8760922 al paso de Gustav (2008)

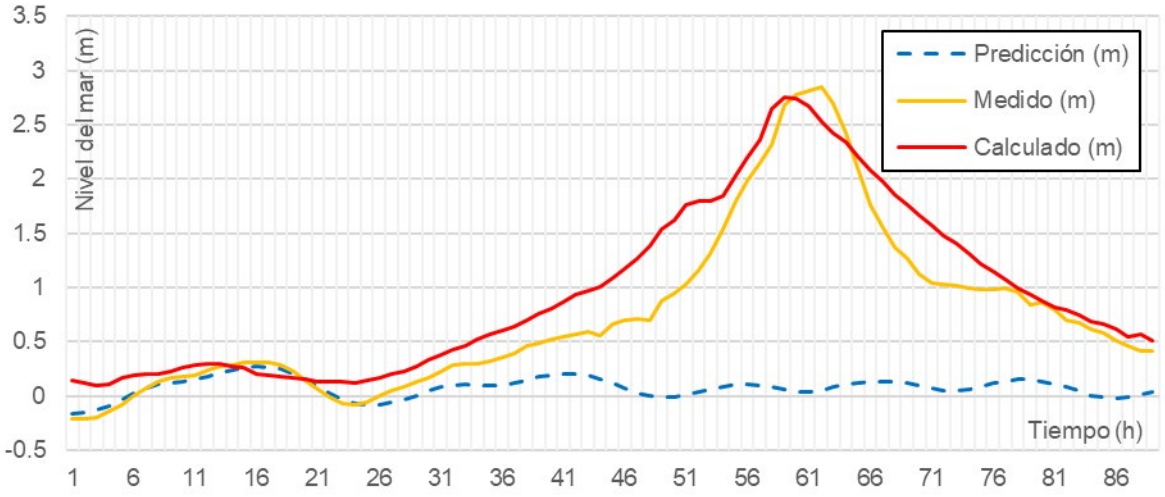

Figura 6 Comparación de los niveles del mar calculados en la modelación con la predicción y lo medido por la estación 8761305 al paso de Gustav (2008)

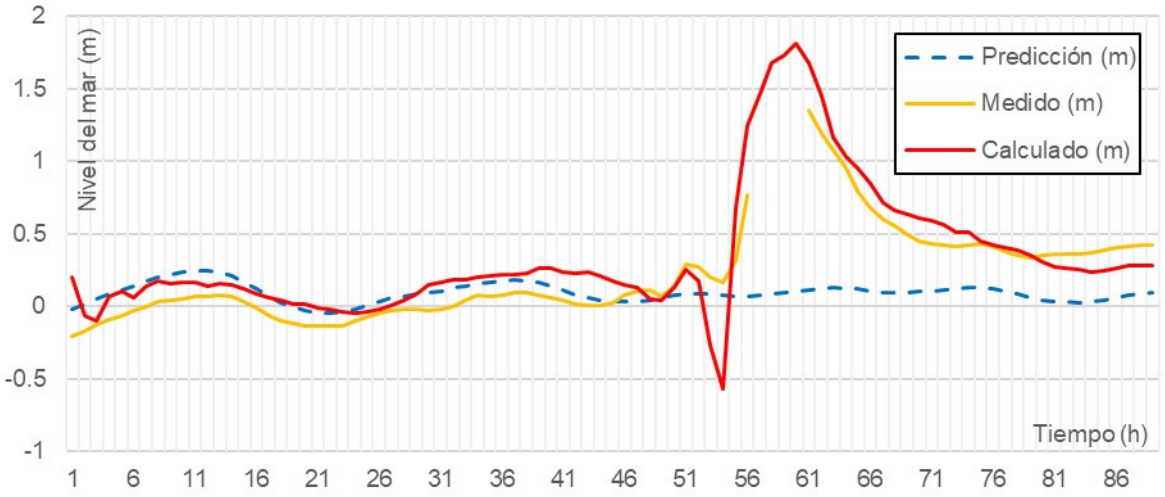

Figura 7 Comparación de los niveles del mar calculados en la modelación con la predicción y lo medido por la estación 8761305 al paso de Gustav (2008)

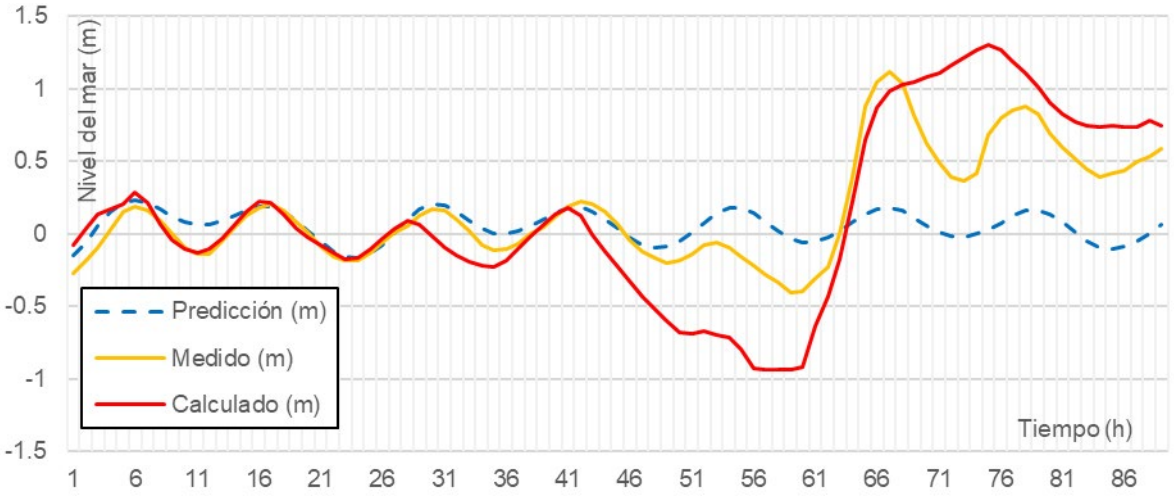

Figura 8 Comparación de los niveles del mar calculados en la modelación con la predicción y lo medido por la estación 8764227 al paso de Gustav (2008)

En los gráficos se puede observar una buena correspondencia entre los resultados de la modelación y los valores medidos. Esto se puede constatar en la tabla 2 donde se relacionan el coeficiente de correlación de Pearson, el SKILL y los errores cuadráticos medios (RMS) entre los valores medidos y los calculados para cada una de las estaciones de observación. Para el caso de los coeficientes de correlación se obtuvo mejores resultados para la estación 8761305, sin embargo, en esta estación se obtuvo el mayor error cuadrático medio (0,369m), pero que se puede considerar igualmente un buen resultado. En el caso de las estaciones 8764227 y 8761305 se obtuvieron los valores más bajos de correlación según los coeficientes Pearson y SKILL respectivamente, sin que estos dejen de ser buenos resultados.

Tabla 2 Coeficientes estadísticos de relación de datos y el error cuadrático medio entre las estaciones de observación y los datos calculados.

Estaciones	8760922	8761305	8761305	8764227
Pearson	0.915	0.964	0.865	0.860
SKILL	0.560	0.716	0.193	0.456
RMS (m)	0.171	0.369	0.297	0.330

Los valores de elevación del mar para la modelación al sur-occidental en el Cabo de San Antonio y Carapachibey al paso del huracán Iván se presentan a continuación (figuras 9 y 10).

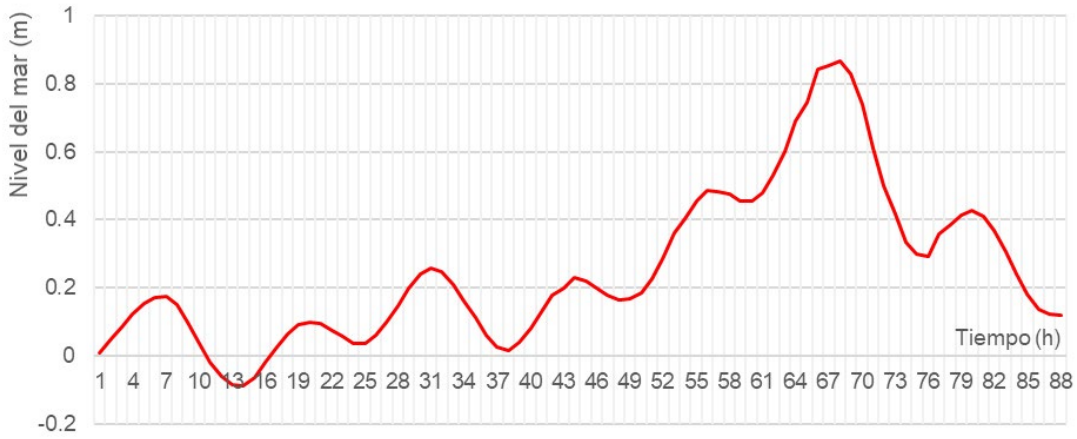

Figura 9 Niveles del mar calculados en el Cabo de San Antonio al paso del huracán Iván (2004)

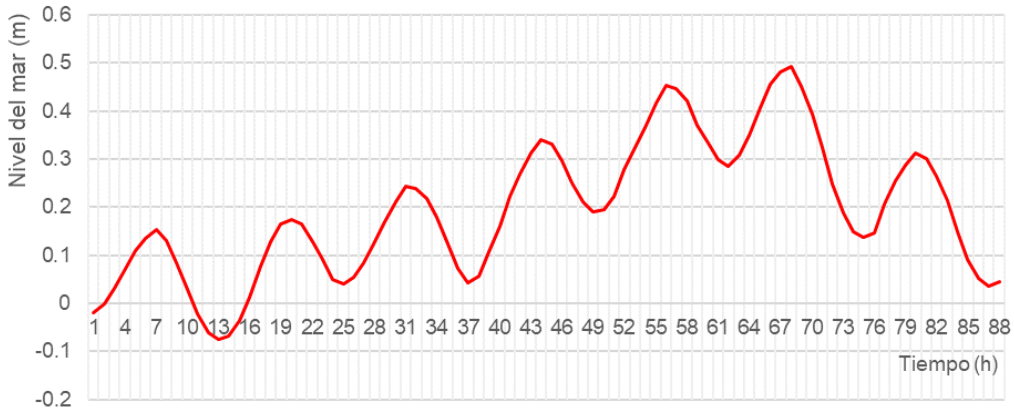

Figura 10 Niveles del mar calculados en Carapachibey al paso del huracán Iván (2004)

También, para el huracán Iván, se hicieron comparaciones entre los resultados de la modelación mediante Delft3D-FLOW (figura 11) y resultados previos obtenidos por Fernández (2019) mediante el modelo ADCIRC para La Coloma y Playa Bailen (figura 12).

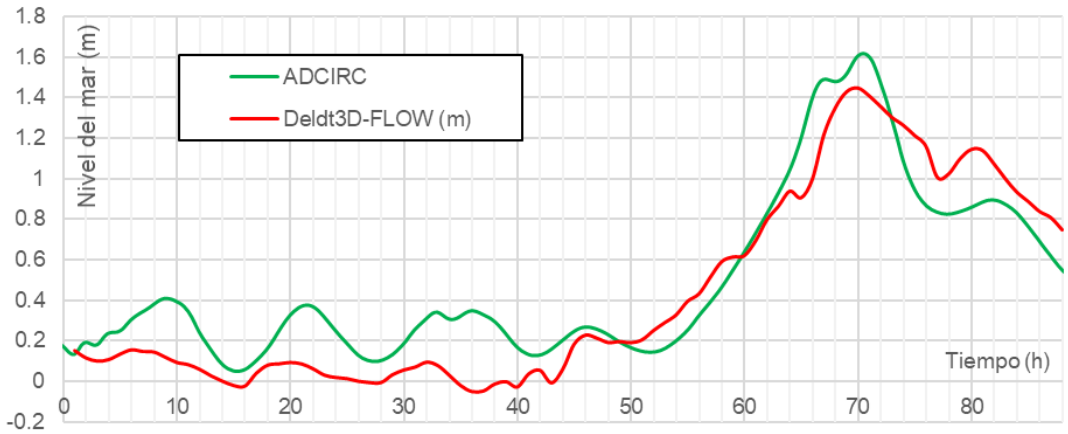

Figura 11 Niveles del mar calculados en La Coloma al paso del huracán Iván (2004)

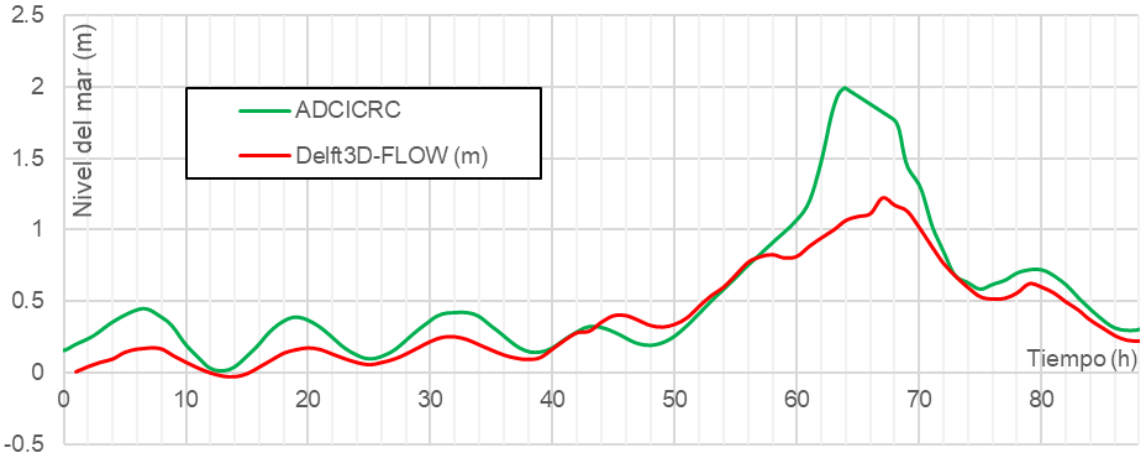

Figura 12 Niveles del mar calculados en Playa Bailen al paso del huracán Iván (2004)

Los resultados obtenidos entre los dos modelos son congruentes, lo que aumenta la validez de ambos.

Específicamente para la hora de máxima surgencia, ocurrida el 18:00 del 13 de septiembre de 2004, GTM se graficaron las magnitudes de la elevación del mar y los vectores de dirección del viento. Los resultados se muestran en la figura 13.

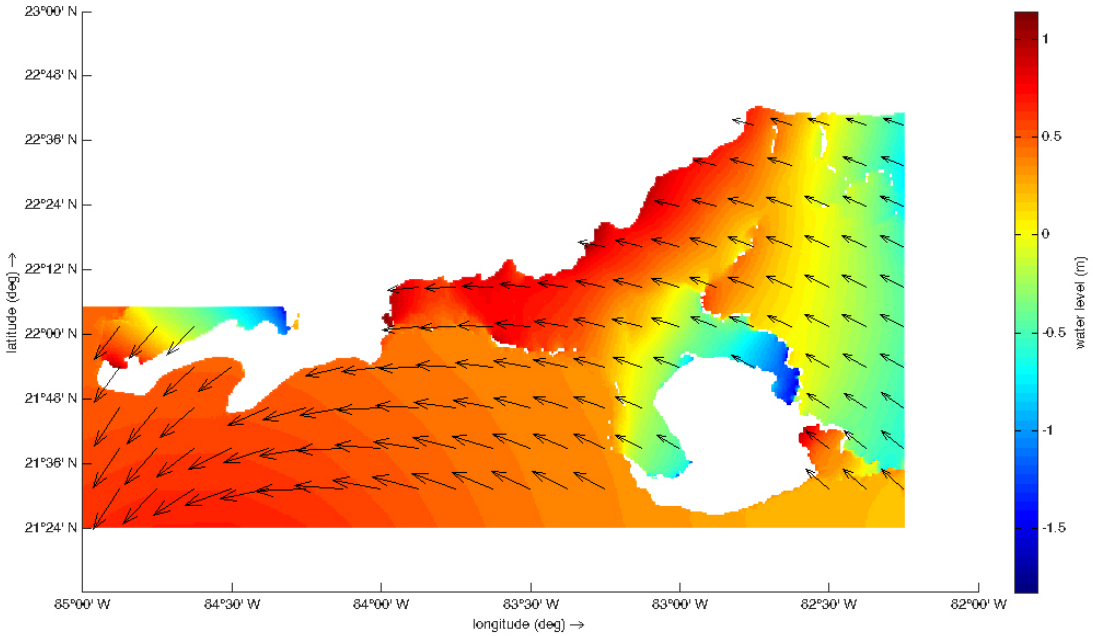

Figura 13 Magnitud de la elevación del mar a la hora de máxima (18:00 del 13 de septiembre de 2004, GTM) y los vectores de dirección del viento del huracán Iván (2004)

En esta última figura es evidente la fuerte relación entre la dirección del viento y la surgencia.

Mientras, para el paso del huracán Gustav se obtuvieron los resultados que se muestran a continuación (figuras de la 14 a la 18)

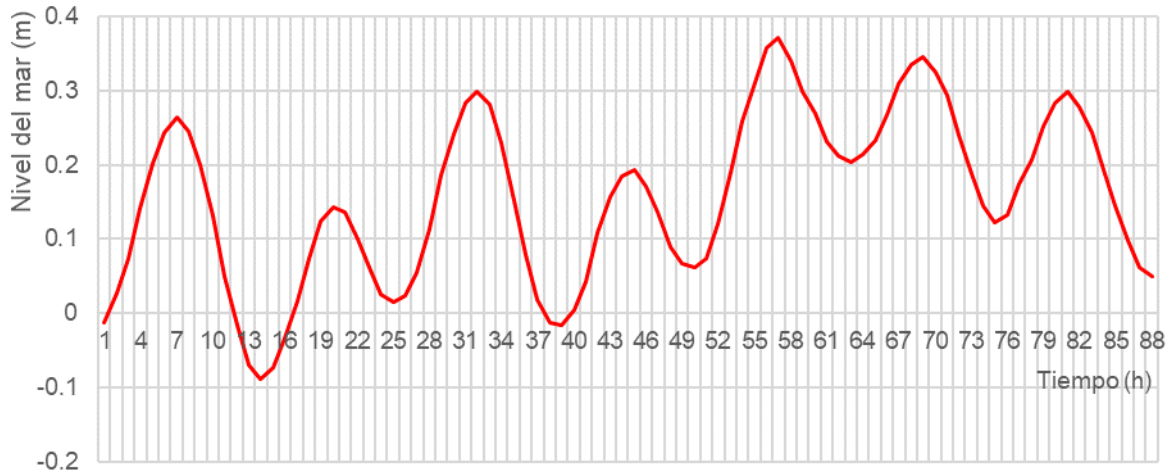

Figura 14 Niveles del mar calculados en el Cabo de San Antonio al paso del huracán Gustav (2008)

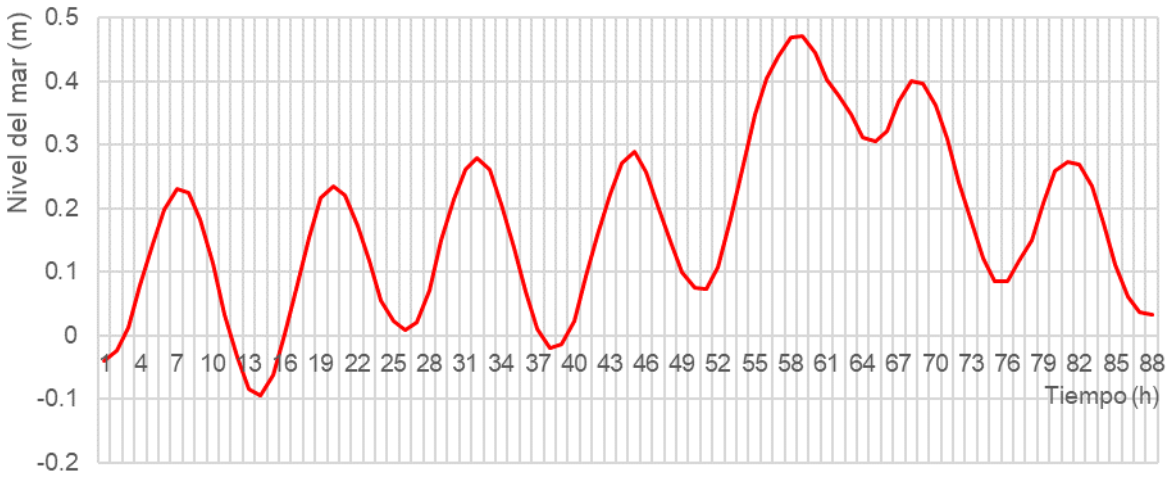

Figura 15 Niveles del mar calculados en Carapachibey al paso del huracán Gustav (2008)

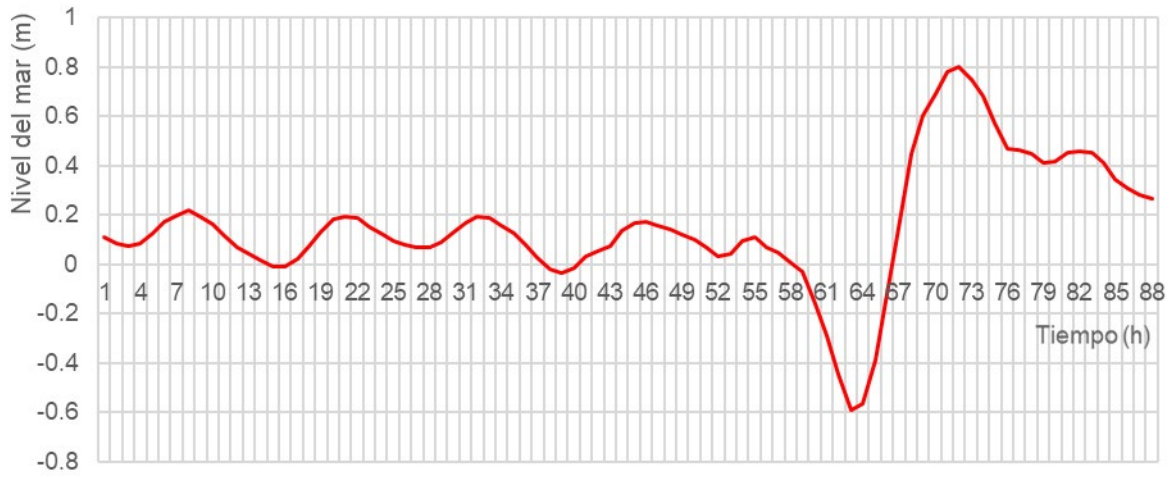

Figura 16 Niveles del mar calculados en La Coloma al paso del huracán Gustav (2008)

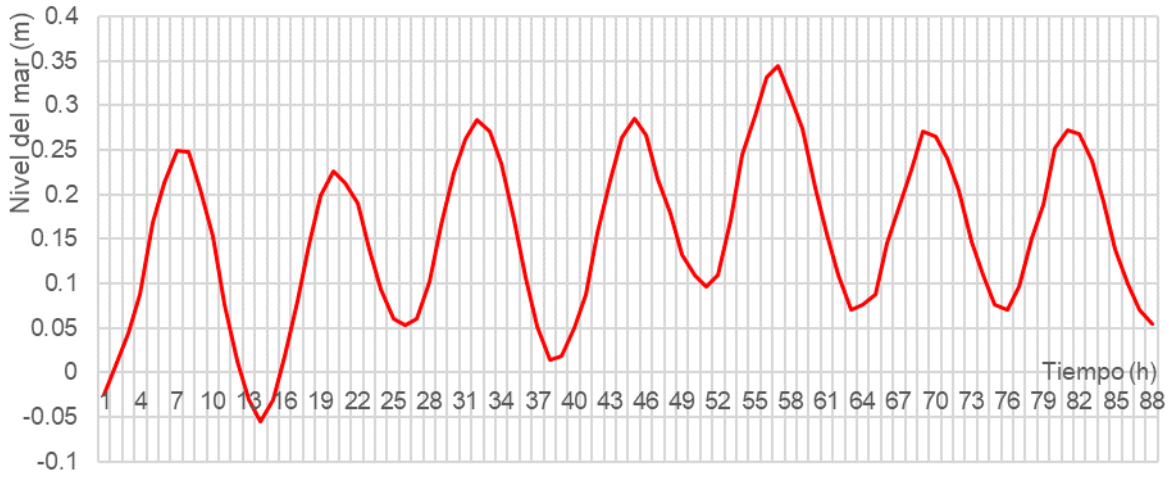

Figura 17 Niveles del mar calculados en Playa Bailen al paso del huracán Gustav (2008)

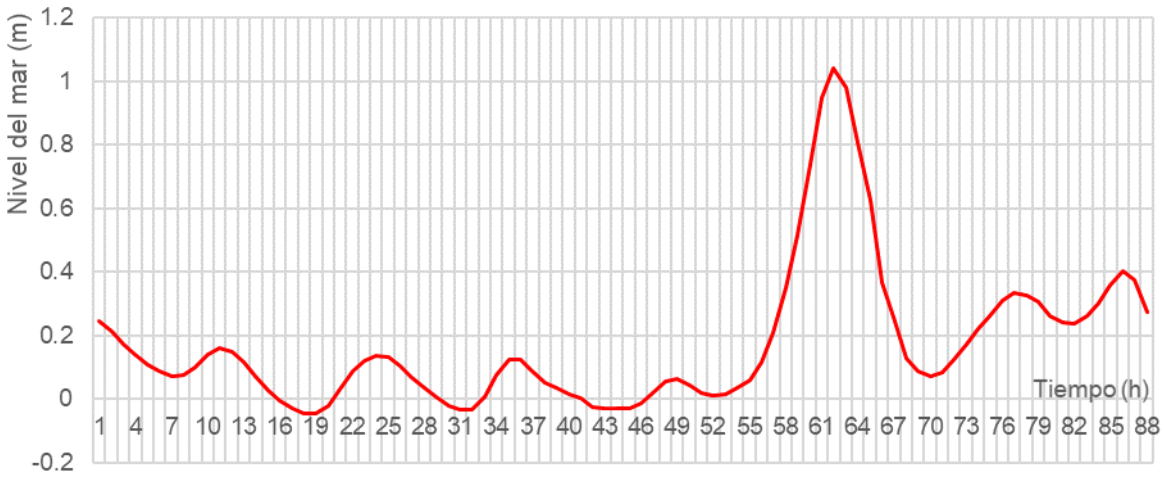

Figura 18 Niveles del mar calculados en Playa Bibijagua al paso del huracán Gustav (2008)

Estos últimos resultados, en comparación a los del huracán Iván, permiten afirmar que la sobrelevación del mar por surgencia al paso Gustav fue menor que la ocurrida al paso de Iván.

La elevación del mar y los vectores de dirección del viento también fueron graficados para este huracán a la hora de máxima surgencia, a las 19:00 horas GTM del 30 de agosto de 2008. Los resultados se muestran en la figura 19.

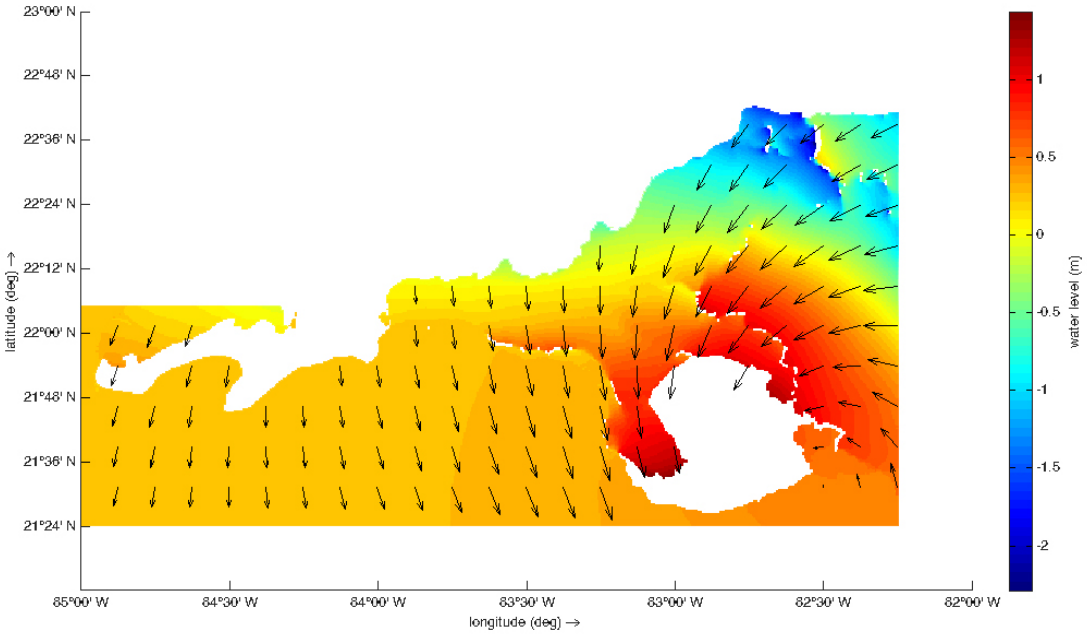

Figura 19 Magnitud de la elevación del mar a la hora de máxima (19:00 del 30 de agosto de 2008, GTM) y los vectores de dirección del viento del huracán Gustav (2008)

04 CONCLUSIONES

Del trabajo se concluye que:

Para el modelo empleado en los puntos estudiados se obtuvo el nivel máximo de elevación del mar para el huracán Iván, en La Coloma, alcanzando 1,45m. Mientras, para el huracán Gustav, se obtuvo la mayor elevación en Playa Bibijagua, de 1m.

La aplicación del modelo Delft3D-FLOW con la metodología empleada, describieron correctamente la elevación del nivel del mar debido a la surgencia en la zona de estudio al paso de los huracanes Iván (2004) y Gustav (2008).

La aplicación de coeficientes estadísticos de relación de datos y el error cuadrático medio entre las estaciones de observación y los datos calculados, permitió comprobar los buenos resultados del modelo durante la validación.

Para la misma zona la surgencia puede tener una distribución diferente para diferentes Huracanes, al estar fuertemente asociada a las velocidades y direcciones del viento, propio de cada huracán.

La surgencia al paso del huracán Iván fue mayor que al paso del huracán Gustav.

05 REFERENCIAS

Deltares (2018). Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. In. Holland.

Emanuel K. A. (2013). Downscaling CMIP5 climate models shows increased tropical cyclone activity over the 21st century. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110(30), 12219-12224. ISSN:0027-8424. doi:https://doi.org/10.1073/pnas.1301293110. Estados Unidos

Fernández G. (2019). Generación de una malla de cómputo no estructurada de alta resolución asociada a un sistema de alerta temprana para la predicción de la surgencia en ciclones tropicales. Universidad Tecnológica de la Habana “José Antonio Echeverría", CUJAE, Cuba.

Hidalgo-Mayo A., Mitrani-Arenal I. y Pérez-Rivas G. (2017). Cronología y clasificación de las inundaciones costeras en Cuba. Paper presented at the IX Congreso Cubano de Meteorología, La Habana, Cuba. http://repositorio.geotech.cu/jspui/handle/1234/2307

INSMET (2022a). Resumen Sinóptico Mensual (Agosto 2008)- Influencia de Fay y Gustav. extraído de http://www.insmet.chttp://www.insmet.cu/asp/genesis.asp?TB0=PLANTILLAS&TB1=MES&TB2=/Mes/AGOSTO2008.HTM&TB3=2008. Cuba

INSMET (2022b). Resumen Sinóptico Mensual (septiembre 2004)-Azote del huracán Ivan. extraído de http://www.insmet.cu/asp/genesis.asp?TB0=PLANTILLAS&TB1=MES&TB2=/Mes/SEPTIEMBRE2004.HTM&TB3=2004. Cuba

IPCC-WGI (2021). AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Retrieved from Cambridge University Press, Reino Unido: https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/

Mitrani I., Parrado R. P., Concepción O. G., García I. S., Allen Y. J., Pérez M. B., Padrón P. B., Hernández A. L. P. y Otero C. R. (2000). Las zonas más expuestas a las inundaciones costeras en el territorio cubano y su sensibilidad al posterior incremento del nivel medio del mar por cambio climático. Revista Cubana de Meteorología, 7(1). ISSN:2664-0880. Extraído de http://rcm.insmet.cu/index.php/rcm/article/view/385. Cuba

Morejón B. I. (2020). Estudio del sobrepaso del oleaje en el malecón de La Habana durante la ocurrencia del huracán Irma 2017 aplicando el modelo Delft3D. (Trabajo de Diploma en opción al Título de Ingeniero Hidráulico). Universidad Tecnológica de la Habana “José Antonio Echeverría", CUJAE, Cuba.

Orta C. (2020). Estudio del fenómeno del rebase promedio del oleaje en el malecón de La Habana durante la ocurrencia del huracán Wilma 2005 aplicando el modelo Delft 3D. (Trabajo de Diploma en opción al Título de Ingeniero Hidráulico). Universidad Tecnológica de la Habana “José Antonio Echeverría", CUJAE, Cuba.

Portela M. P. y López L. F. C. (2016). Simulación hidrodinámica del malecón habanero y la bahía de la Habana. Ingeniería hidráulica y ambiental, XXXVII(3), 59-73. ISSN:2788-6050. Cuba Extraído de https://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/view/346

Rodríguez J. y Córdova L. F. (2020). Hidrodinámica costera durante el huracán Wilma (2005) en Artemisa, Mayabeque y La Habana Ingeniería hidráulica y ambiental, XLI(2), 3-17. ISSN:2788-6050. Extraído de https://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/view/513. Cuba

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Edgar Stefano https://orcid.org/0000-0001-8548-2149

Realizó contribuciones en el diseño de la investigación, modelación, redacción del documento y análisis y discusión de los resultados.

Luis F. Córdova López https://orcid.org/0000-0001-8175-6819

Realizó contribuciones en el diseño de la investigación, redacción del documento y análisis y discusión de los resultados

Estudio de la estabilidad de taludes ante procesos de desembalse rápido en presas

Isaida Flores Berenguer E-MAIL: isaidafb@civil.cujae.edu.cu
Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (Cujae),Cuba.

Yoermes González Haramboure E-MAIL: yoermes@civil.cujae.edu.cu
Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (Cujae),Cuba.

Jany Leidys Días Acosta E-MAIL: janyldiaz9803@gmail.com
Empresa de Construcción y Montaje Mariel.

Jenny García Tristá E-MAIL: jenny@civil.cujae.edu.cu
Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (Cujae),Cuba.

RESUMEN

En esta investigación se analiza el comportamiento del factor de seguridad del talud aguas arriba en presas de tierra, ante la variación de la velocidad del flujo transitorio asociado a fenómenos de desembalse rápido. Se presentan tres casos de estudio: La Ruda, Canasí y Jaruco, ubicadas en la provincia Mayabeque. Para la ejecución de los modelos se emplean las herramientas SEEP/W y SLOPE/W del programa GeoStudio 2018 y para la obtención del factor de seguridad se utiliza el método de Morgenstern-Price. El análisis se realiza para la curva característica estimada y para la curva de conductividad hidráulica resultante empleando el método de Fredlund & Xing. Los resultados muestran una reducción del factor de seguridad, cuya magnitud depende de la velocidad del flujo de agua transitorio para todos los casos analizados.

PALABRAS CLAVES: Estabilidad de taludes, presas de tierra, desembalse rápido, suelos no saturados, velocidad de desembalse

Study of the slope stability in the face of rapid drawdown processes in dams

ABSTRACT

The objective of the research is to analyze the behavior of the safety factor of the upstream slope in earth dams, given the variation in the speed of the transient flow associated with rapid release phenomena. Three case studies of earth dams are presented: La Ruda, Canasí and Jaruco, located in the Mayabeque province. For the execution of the models, the SEEP/W and SLOPE/W tools of the GeoStudio 2018 program are used and the Morgenstern-Price method is used to obtain the safety factor. The analysis is performed for the estimated characteristic curve and for the resulting hydraulic conductivity curve using the Fredlund & Xing method. The fundamental results show a reduction of the factor of safety associated with the speed of transient water flow for all the cases analyzed.

KEYWORDS: Slope stability, earth dams, fast unloading, unsaturated soils, drawdown velocity

CITMA CERTIFICADO

Julio 2022-RECIBIDO *APROBADO-Julio 2022*

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

Los deslizamientos de taludes se producen debido a que el peso de la masa de suelo es mayor que su resistencia al corte en una superficie dada. Todas las fallas de importancia reportadas por deslizamientos del talud aguas arriba han ocurrido como consecuencia de un desembalse rápido y, aunque no han causado el colapso de la presa o la pérdida de agua en el embalse, sí provocan situaciones de peligro al tapar conductos y galerías (Armas, 1987). El fenómeno de desembalse rápido puede ser inducido por fallas estructurales o la operación descontrolada de obras de toma. (Flores et al., 2020 ; Haramboure et al., 2021).

La situación de desembalse rápido se analiza puesto que una bajada rápida del nivel del agua hace que, en las zonas construidas con los materiales menos permeables de la presa, no se produzca una disipación completa de la presión intersticial de forma simultánea a dicho descenso, por lo que se produce un desequilibrio de fuerzas que tienden a producir una situación de inestabilidad (Boushehrian et al., 2017).

La condición de desembalse rápido es a menudo prioritaria en el establecimiento de los taludes aguas arriba en una presa de tierra, porque es la condición de carga que confiere al cuerpo de la presa las condiciones más desfavorables a la estabilidad del talud. Sin embargo, dependiendo del tipo de material, el suelo en estado parcialmente saturado puede tener un aumento de resistencia durante el desembalse rápido, conforme a las presiones de poros disipadas y al aumento de succión que puede ocurrir.

02 FACTORES QUE PRODUCEN DESEMBALSE EN PRESAS

Existen varios factores que pueden provocar el desembalse en presas, como son la sequía y los cambios de operación por la operación de centrales hidroeléctricas. Durante un periodo de sequía prolongada, el nivel de agua de las presas de tierra puede reducirse de manera continuada y rápida, lo que provoca, a su vez, una disminución del factor de seguridad en el talud aguas arriba.

RELACIÓN ENTRE EL TIEMPO Y LA PÉRDIDA DE AGUA DURANTE EL DESEMBALSE

Un estudio realizado por (Sherard,1953) en 12 presas, mostró que las fallas de taludes por desembalse se presentan en casos en que el nivel del agua estuvo descendiendo a razón de 0,10 a 0,12 m/día.

Un estudio realizado por (Jia et al. ,2009) reportó resultados de una prueba de desembalse rápido, que comenzó con el llenado del embalse y consecuente saturación del talud. Una vez finalizado el llenado, un periodo de reposo permitió establecer el régimen de sumersión en el talud, confirmado con las mediciones de la presión de poro en diferentes puntos de este último. Posteriormente se llevó a cabo el desembalse hasta que el talud alcanzara la falla. La velocidad fijada para el mismo fue de 24 m/día, que representa una velocidad extremadamente alta. Entre los aspectos más relevantes de esta prueba se destaca que la falla del talud no ocurrió en un solo instante sino había estado evolucionando desde casi el inicio del vaciado hasta la falla total.

Según (López, 2019) en el criterio de velocidad de descenso del nivel de agua se deben valorar los casos en que la máxima operación de las obras de entrega pudiera generar altas velocidades de descenso, consideradas por la literatura en el rango de desembalse rápido, para el que las velocidades de desembalses deben ser mayores o iguales a 0,072 m/día.

Flores (2019) plantea que, a fin de considerar el efecto del desembalse rápido en la presa objeto de estudio, a partir del flujo transitorio, producto de un periodo de sequía prolongada, se supone que el nivel de las aguas descenderá a razón de 0,15 m/día.

A partir de toda la bibliografía consultada, en la presente investigación se proponen velocidades de desembalse de 0,1 m/día (velocidad mínima de descenso del nivel del agua); 0,15 m/día (Armas y Horta 1987; Flores, 2019) y 0,3 m/día (Haramboure et al., 2021), con mayor probabilidad de ocurrencia en las presas bajo condiciones de sequía o por posibles cambios de operación.

03 ELEMENTOS PARA LA MODELACIÓN COMPUTACIONAL

La incorporación de modelos computacionales ha sido de gran utilidad para resolver problemas complejos de ingeniería debido a su forma tan simplificada de trabajo.

Se analizaron cinco casos, tomando para ello, las presas: Jibacoa, San Miguel, Canasí, La Ruda y Jaruco, todas ubicadas en la provincia de Mayabeque, sus características geométricas fueron obtenidas a partir de los datos proporcionados por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH), los modelos geométricos se muestran en la figura 1.

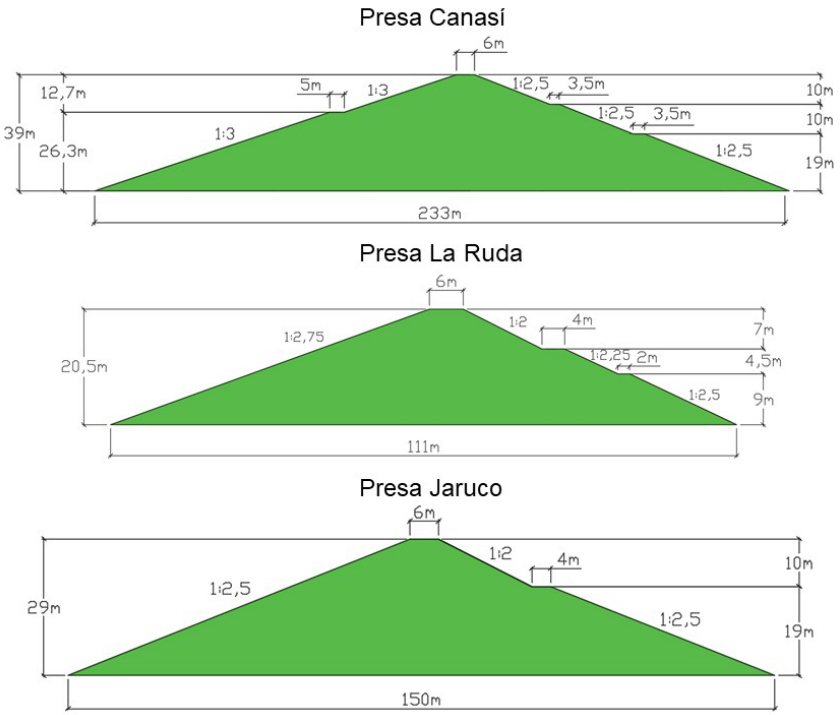

Figura 1. Geometría de los modelos.

MATERIALES DEL MODELO

Para definir los materiales que conformarán las cortinas de las presas de tierra se consultaron los informes ingeniero-geológicos de los proyectos originales, conservados en la Empresa Nacional de Investigaciones Aplicadas (ENIA) de La Habana. A partir de esta recopilación se concluyó que los suelos predominantes en las cortinas son las arcillas de alta compresibilidad (CH) y baja compresibilidad (CL). Para el análisis de filtración se establece una anisotropía de 0,083 para los tres casos, correspondiente a una relación de permeabilidad $k_x = 12k_y$ (Haramboure, 2021). Las características resumidas de los materiales de las presas en cuestión se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Características de los materiales que conforman la cortina.

Presa	Peso específico (kN/m³)	Cohesión (kPa)	Fricción (°)	Permeabilidad (m/seg)	Índice de compresibilidad volumétrica (m_v)
Canasí	17,93	48,02	19	2,5 E-09	1,00 E-05
La Ruda	18,13	47,04	13	7 E-09	1,00 E-05
Jaruco	18,91	34,3	12	7 E-09	1,00 E-05

DESLIZAMIENTOS

Para los tres casos analizados, se tienen en cuenta tres velocidades de descenso, lo que implica diferentes tiempos de duración del proceso de desembalse en cada caso. Los niveles de agua correspondientes, así como las relaciones de velocidad y duración se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Niveles de agua, velocidades de descenso y duración del desembalse para los casos analizados.

Presa	NAN	NAM	Altura de agua que desciende	Velocidades de descenso		
				0,1 m/día	0,15 m/día	0,3 m/día
				Duración		
Canasí	37 m	26,3 m	10,7 m	107 días	71,3 días	35,7 días
La Ruda	18 m	6,5 m	11,5 m	115 días	76,7 días	38,3 días
Jaruco	26,5 m	9,5 m	17 m	170 días	133 días	56,7 días

04 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la modelación de las estructuras en la herramienta SEEP/W, se empleó una malla conformada por cuadrados y triángulos, puesto que, en todos los casos, el modelo de la cortina es trapezoidal. A partir de los resultados obtenidos por (Flores et al., 2020), se selecciona una malla con un espesor de 0,6 metros.

PRESA CANASÍ

Para este caso la presa tiene inicialmente el nivel de aguas normales (NAN) con altura de 37 m y se reduce su nivel hasta el de aguas muertas (NAM) a 26,3 m, con las velocidades definidas en la tabla 2. En la figura 2 se muestran las variaciones al inicio y al final de cada uno de los tiempos de desembalse rápido definidos y las superficies de falla correspondientes.

En la figura 2 se observa que la línea de corriente superior se desplaza por el talud aguas arriba siguiendo la trayectoria de la disminución del agua durante el desembalse rápido, esto se debe a la baja permeabilidad del suelo que compone la cortina de la presa , corroborado en diversas investigaciones (Haramboure, 2021) que, entre sus resultados se observa la línea de corriente superior colgada del talud aguas arriba, pues no se produce la disipación de las presiones de poros generadas en el talud con la misma velocidad que ocurre el desembalse rápido (Armas y Horta 1987).

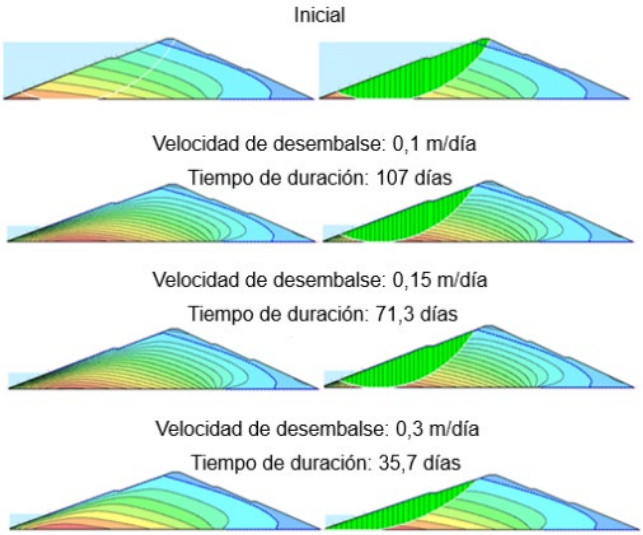

Figura 2. Líneas de corriente superior al inicio y al final del desembalse para cada velocidad definida con su correspondiente superficie de falla para la presa Canasí.

Las condiciones de flujo transitorio provocan que la variación de la succión en el suelo a partir de la conductividad hidráulica modifique el factor de seguridad en cada etapa durante el período analizado. Este proceso se muestra en la figura 3.

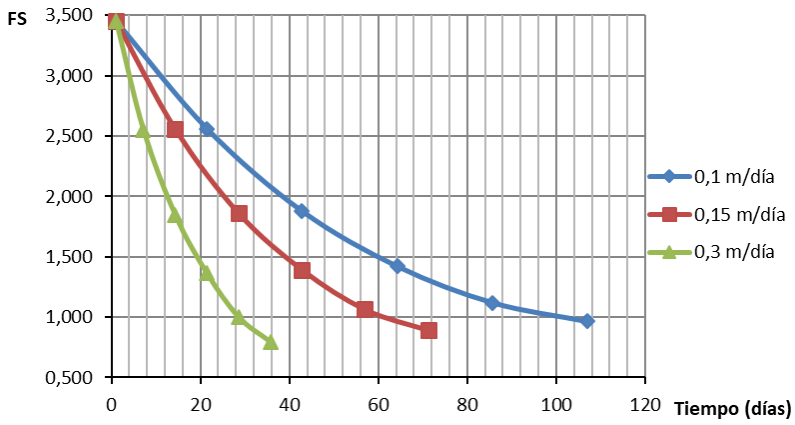

Figura 3. Comportamiento del factor de seguridad durante el desembalse rápido en la presa Canasí.

En la figura 3 se observa que durante la condición de flujo transitorio el factor de seguridad se reduce a razón de 72,05% para 0,1 m/día; 74,11% para 0,15 m/día y 76,96% para 0,3 m/día. Esto implica que, la razón de reducción del FS aumenta con la velocidad de desembalse y su valor al final del mismo disminuye cuando el tiempo de desembalse es menor.

Algunos de los factores de seguridad obtenidos en la modelación de esta presa son menores a la unidad, lo que implica que hay una probabilidad alta de falla del talud producto a un desembalse rápido, lo que resulta consecuente con lo obtenido por varios autores en investigaciones similares (Flores, 2019).

PRESA LA RUDA

Para este caso la presa tiene inicialmente el nivel de aguas normales (NAN) con altura de 18 m y

se reduce su nivel hasta el de aguas muertas (NAM) a 6,5 m, con las velocidades definidas en la tabla 2. En la figura 4 se muestran las variaciones al inicio y al final de cada uno de los tiempos de desembalse rápido definidos y las superficies de falla correspondientes.

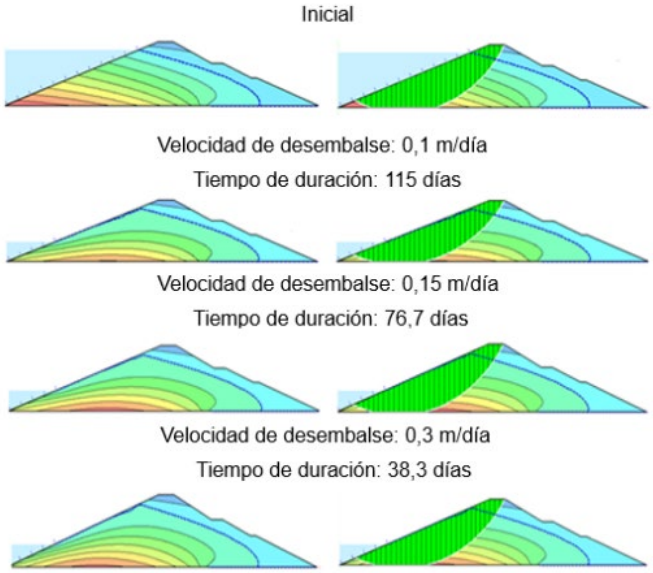

Figura 4. Líneas de corriente superior al inicio y al final del desembalse para cada velocidad definida con su correspondiente superficie de falla para la presa La Ruda.

En la figura 4 se observa el mismo comportamiento obtenido en la presa Canasí, mostrado en la figura 2 La línea de corriente superior se queda colgada del talud debido al exceso de presión de poros que no se disipan completamente a medida que se reduce el nivel del embalse, producto de la baja permeabilidad del suelo que compone la cortina.

La reducción del factor de seguridad con el descenso del nivel del agua se muestra en la figura 5.

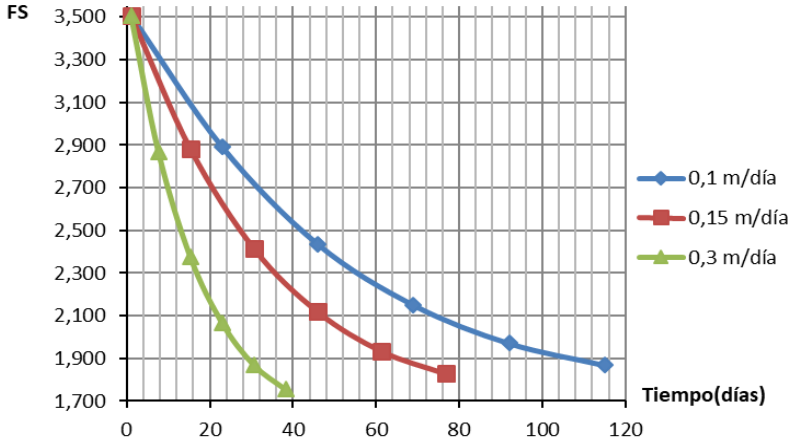

Figura 5. Comportamiento del factor de seguridad durante el desembalse rápido en la presa La Ruda.

En la figura 5 se observa que durante la condición de flujo transitorio el factor de seguridad se reduce a razón de 46,8% para 0,1 m/día ;47,9% para 0,15 m/día y 50% para 0,3 m/día. Al igual que en la presa Canasí, la razón de reducción del FS aumenta con la velocidad de desembalse y su valor al final del mismo, disminuye cuando el tiempo es menor para las condiciones establecidas. En este caso, no se observan valores de factor de seguridad inferiores a 1, por lo que no hay una probabilidad alta de falla del talud producto del desembalse rápido con las velocidades estudiadas.

PRESA JARUCO

Para este caso la presa tiene inicialmente el nivel de aguas normales (NAN) con altura de 26,5 m y se reduce su nivel hasta el de aguas muertas (NAM) a 9,5 m, con las velocidades definidas en la tabla 2. En la figura 6 se muestran las variaciones al inicio y al final de cada uno de los tiempos de desembalse rápido definidos y las superficies de falla correspondientes.

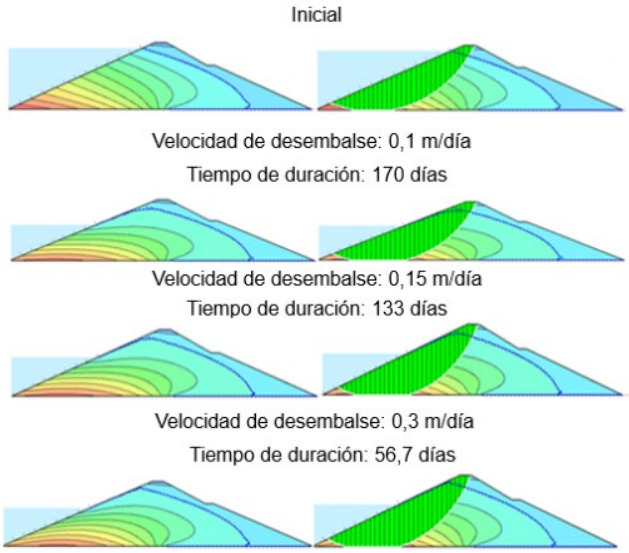

Figura 6. Líneas de corriente superior al inicio y al final del desembalse para cada velocidad definida con su correspondiente superficie de falla para la presa Jaruco.

En la figura 6 se observa el mismo comportamiento que en los casos anteriores, mostrados en las figuras 2 y 4. La línea de corriente superior no baja a la misma velocidad que lo hace el nivel de agua en el embalse, producto de la baja permeabilidad del suelo, lo que provoca que las presiones de poros no se disipen en su totalidad, afectando los valores del factor de seguridad. Este efecto se muestra en la figura 7.

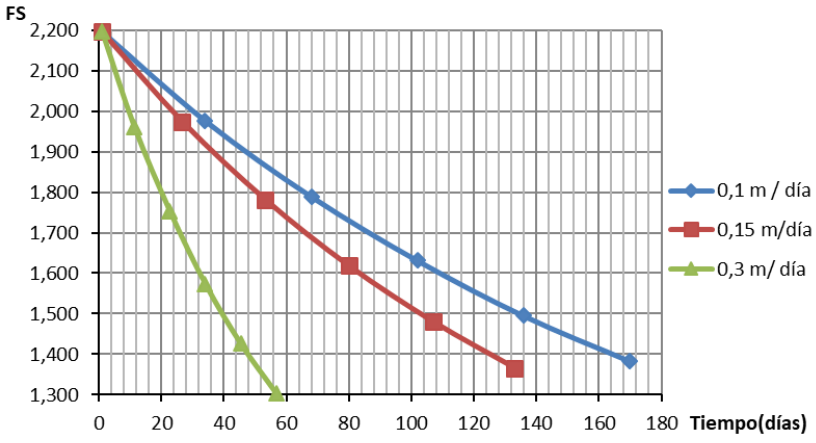

Figura 7. Comportamiento del factor de seguridad durante el desembalse rápido en la presa Jaruco.

En la figura 7 se observa que durante la condición de flujo transitorio el factor de seguridad se reduce a razón de 37,02% para 0,1 m/día; 37,79% para 0,15 m/día y 40,62% para 0,3 m/día. En correspondencia con los casos anteriores, mostrados en las figuras 4 y 6, la razón de reducción del FS

aumenta con la velocidad de desembalse y su valor al final del mismo, disminuye cuando el tiempo es menor para las condiciones establecidas. En este caso, no se observan valores de factor de seguridad inferiores a 1, por lo que no hay una probabilidad alta de falla del talud producto del desembalse rápido.

05 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Para el análisis del desembalse rápido en presas de tierra considerando el flujo de agua transitorio en suelos parcialmente saturados regida por la ecuación de Richards obtenida a partir de la ley de Darcy, se emplean velocidades de desembalse rápido de 0,1 m/día; 0,15 m/día y 0,3 m/día debido a que se ajustan a una mayor probabilidad de ocurrencia de fenómenos tales como sequía intensa o cambios de operación en las presas.

En las cinco presas analizadas las condiciones de flujo transitorio provocan que la variación de la succión en el suelo a partir de la conductividad hidráulica modifique el factor de seguridad en cada etapa durante el período analizado. Obteniéndose para las velocidades de 0,1 m/día y 0,15 m/día una reducción superior al 37% para todos los casos y para la velocidad de 0,3 m/día se obtiene una reducción superior al 40% en todos los casos analizados.

En la presa Canasí algunos de los factores de seguridad obtenidos en la modelación son menores a la unidad, lo que implica que hay una probabilidad alta de falla del talud producto a un desembalse rápido. Sin embargo, en las presas La Ruda y Jaruco los valores de factores de seguridad obtenidos en el análisis se encuentran por encima de la unidad, por lo que sus taludes no presentan riesgo de fallas para las condiciones analizadas.

Se recomienda ampliar este estudio a otras presas de tierra o para condiciones de desembalse diferentes a las analizadas en esta investigación.

04 REFERENCIAS

Armas R. y Horta E. (1987). "Presas de Tierra". Ingeniería Hidráulica, ISBN 978-959-07-1141-1, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae), La Habana, Cuba.

Boushehrian A., Rezaee A. and Vafamand A. (2017). Studying the Effect of Horizontal Drains on Stability of Heterogeneous and Homogeneous Earth Dams during Rapid Drawdown Condition. Journal of Structural Engeneering and Geotechnics, 7(1), 31–45. ISSN (impreso) 2476-5465. Irán.

Flores I. (2019). Modificación de las pendientes de los taludes en presas de tierra bajo condiciones de saturación parcial. Tesis de Maestría. Universidad Tecnológica de La Habana ¨José Antonio Echeverría¨.

Flores I., Tristá J. y Haramboure Y. (2020). Estabilidad de taludes durante un desembalse rápido en presas de tierra con suelos parcialmente saturados. Ingeniería y Desarrollo, 38(1), 19. ISSN 2145-9371. Colombia

Haramboure Y., Flores I. y Tristá J. (2021). Efecto de desembalse en la estabilidad de presas de tierra: dos casos de estudio en Cuba. Ingeniería Hidráulica y Ambiental, XLII (1), 42–53. ISSN 1815–591X. Cuba.

Jia G., Zhan L., Chen Y. and Fredlund D. (2009). "Performance of a large-scale slope model subjected to rising and lowering water levels". Engineering Geology, 92–103. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2009.03.003. Estados Unidos.

López A. (2019). Estudio del comportamiento de una presa en tierra durante desembalse rápido. Caso: Presa Mancilla en Colombia. XVI Pan- American Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering. Doi:10.3233/STAL190234

Sherard J. (1953). "Influence of Soil Properties and Construction Methods on the Performance of Homogeneous Earth Dams,". Technical Memorandum 645, Bureau of Reclamation, Denver, Colorado.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Isaida Flores Berenguer https://orcid.org/0000-0001-8492-0928
Realizó el análisis hidráulico de los casos de estudio. Participó en la búsqueda de información, la caracterización de los suelos considerados en el estudio, el análisis de resultados de la modelación computacional y la revisión del documento final.

Yoermes Glez Haramboure https://orcid.org/0000-0001-8613-6264
Participó en el análisis hidráulico de los casos de estudio. Participó en la búsqueda de información, así como en el análisis de resultados y la redacción del trabajo. Además, en la revisión del documento final.

Jany Leidys Días Acosta https://orcid.org/0000-0002-7036-0744
Participó en el análisis hidráulico de los casos de estudio. Participó en la elaboración de los modelos computacionales y su ejecución, así como en el análisis de resultados.

Jenny García Tristá https://orcid.org/0000-0003-3072-8011
Participó en el procesamiento de los datos de suelos, haciendo contribuciones en su análisis e interpretación, en la búsqueda de información y en la revisión del documento final.

Obtención de similitudes entre eventos como apoyo a la toma de decisiones

Maray Garrido Monagas E-MAIL: maray@civil.cujae.edu.cu
Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (Cujae),Cuba.

Carlos Javier Fernández de Córdova Webster E-MAIL: jfernand@etapa.net.ec
Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca. Universidad del Azuay. Cuenca. Ecuador.

Modesto R. Gómez Crespo E-MAIL: modesto@tesla.cujae.edu.cu
Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (Cujae),Cuba.

RESUMEN

Este artículo tiene como objetivo fundamental ofrecer una visión general del procedimiento para obtener similitudes entre eventos extremos para el apoyo a la toma de decisiones ante la ocurrencia de inundaciones, con la Plataforma modular integrada (PMI). También se muestran los resultados conseguidos en un estudio realizado en la cuenca del río Yanuncay en Ecuador.

PALABRAS CLAVES: Eventos hidrometeorológicos, inundaciones, razonamiento basado en casos, sistemas expertos, toma de decisiones.

Obtaining similarities between events as support for decision making

ABSTRACT

The main objective of this article is to offer an overview of the procedure to obtain similarities between extreme events to support decision-making in the event of floods, with the Integrated Modular Platform (PMI). The results obtained in a study carried out in the Yanuncay river basin in Ecuador are also shown.

KEYWORDS: Hydrometeorological events, floods, case based reasoning, expert systems, decision making.

CITMA CERTIFICADO

Julio 2022-RECIBIDO *APROBADO-Julio 2022*

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

Las inundaciones son fenómenos destructivos. Su estudio, control y prevención, es una prioridad para nuestro país, pues se ve afectado por ellas con frecuencia. El conocimiento temprano de los efectos que puede provocar una inundación, se estudia aplicando diversas herramientas. La adquisición, transmisión y procesamiento de la información de la precipitación, de los niveles y caudales que se alcanzan en los ríos de una cuenca en particular, constituyen la base inicial sobre la cual se construyen los modelos matemáticos que permiten simular tanto el proceso hidrológico lluvia-escurrimiento, como el proceso hidráulico del tránsito de este escurrimiento a través de la red hidrográfica. Este conjunto de herramientas, previamente adaptadas a las características específicas del entorno donde se estudia la inundación, permite una predicción temprana y oportuna que puede llevar a la toma de medidas que protejan las vidas humanas y los recursos materiales del ambiente geográfico en cuestión.

Desde el año 2012 , comienza en el Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH) el desarrollo de un sistema (Garrido, 2012), que a partir de la integración de herramientas informáticas, permite la alerta temprana ante el peligro de inundaciones. Este sistema se basa en el principio de trabajo de la Plataforma modular integrada (PMI), desarrollada por (Gómez, 2008) para la gestión de la operación de sistemas fuentes de recursos hidráulicos. El sistema desarrollado en (Garrido, 2012) presenta una solución más completa al estudio de las inundaciones en una cuenca, pues no solo se centra en la modelación, sino que a partir de la integración del sistema de adquisición de datos, los modelos de simulación, el Sistema de información geográfica (SIG) y una base de datos histórica actualizada es capaz de brindar resultados cuando el evento aún se encuentra lejano del territorio.

En este artículo se presenta la aplicación del sistema desarrollado por (Garrido, 2016) en la cuenca del río Yanuncay en Ecuador (Fernández, 2020), el cual a partir de un análisis de similitudes permite brindar apoyo al proceso de toma de decisiones.

02 METODOLOGÍA

EL PROCESO DE TOMA DE DECISIONES.

Se define la toma de decisiones como “el proceso para identificar y solucionar un curso de acción para resolver un problema específico”.

El proceso de toma de decisiones cuenta con diferentes pasos o etapas tal como muestra la figura 1.

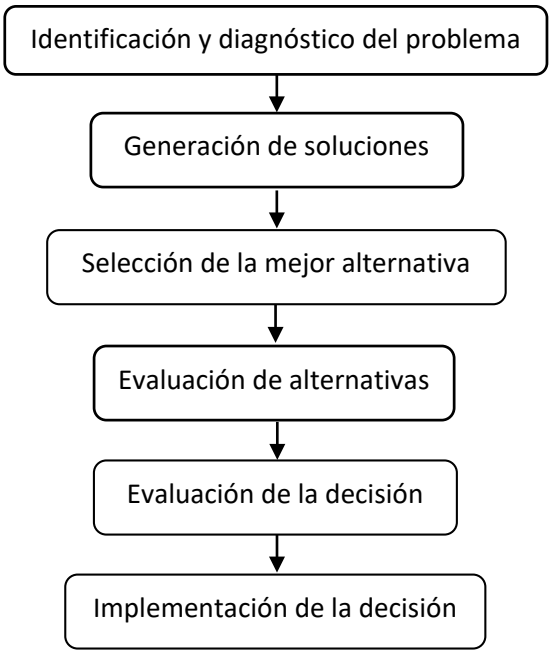

Figura 1. Etapas del proceso de toma de decisiones.

En el proceso de toma de decisiones no siempre se dispone de toda la información requerida y mientras más difícil es la decisión, más complejo resulta el conocimiento de las alternativas; de ahí la necesidad de disponer de mayor información con la calidad necesaria, que aporte elementos de juicio sobre el problema a resolver. De esta manera, se incrementa la probabilidad de que la decisión sea más racional para el logro del objetivo deseado.

De acuerdo con (Gutiérrez et al., 2002) la base del proceso de toma de decisiones es la información que se tiene del dominio de aplicación. A más y mejor información, mayor calidad en la definición del problema, en las propuestas de solución, en el análisis de variantes y en la selección de la acción más conveniente.

LOS SISTEMAS DE RAZONAMIENTO BASADO EN CASOS EN EL APOYO A LA DECISIÓN.

A los sistemas de información interactivos que apoyan al decisor al utilizar datos y modelos para resolver problemas de decisión, se les denomina sistemas de ayuda a la toma de decisiones (Power et al., 2015).

Los sistemas de ayuda a la decisión son una disciplina que utiliza las tecnologías de la información y las comunicaciones para sustentar o apoyar la toma de decisiones. Michael Scott-Morton los definió en la década del 70, como “sistemas que unifican los recursos intelectuales de expertos humanos, con todas las ventajas que brindan los sistemas informáticos para proporcionar decisiones de calidad” (Padrón, 2006).

Los sistemas de ayuda a la decisión tuvieron sus inicios en el área de los negocios, no obstante, se utilizan actualmente en otras ramas, en especial la ingeniería. Pueden clasificarse en dos grandes grupos (Franz, 2012), tal como muestra la figura 2.

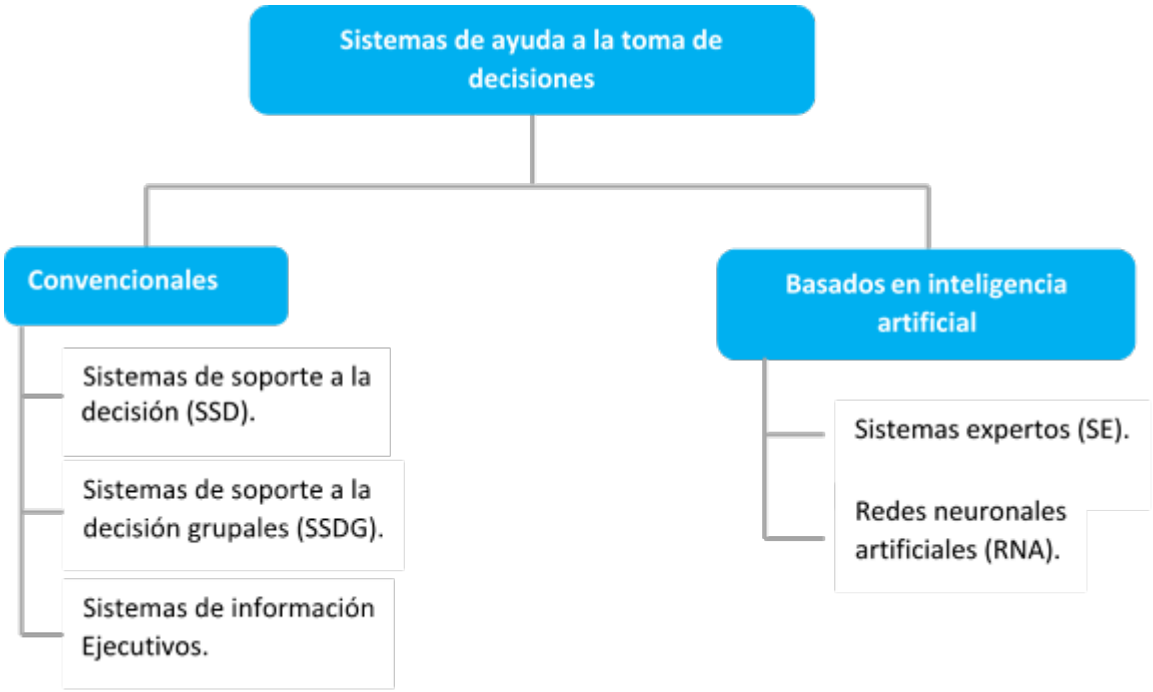

Figura 2. Clasificación de los sistemas de ayuda a la decisión.

Teniendo en cuenta las características de la toma de decisiones ante inundaciones, que es compleja por la cantidad de variables que involucra y con una estructura que no permite una evaluación clara de alternativas por medio de modelos, se decide emplear los sistemas expertos (Castillo et al., 2012) y dentro de ellos los sistemas de razonamiento basado en casos (RBC) para crear una herramienta que permita, a partir del análisis de similitudes apoyar esta importante tarea.

El razonamiento basado en casos se define en (Pal and Shiu, 2004) como un modelo de razonamiento que integra resolución de problemas, entendimiento y aprendizaje con procesos de memoria; tareas que se realizan en base a situaciones típicas, llamadas casos.

En un nivel de abstracción alto los sistemas RBC están compuestos por un mecanismo de razonamiento y tres componentes externos: caso problema, base de casos y solución derivada. El mecanismo de razonamiento se divide internamente en dos partes: el recuperador y el razonador de casos tal como muestra la figura 3.

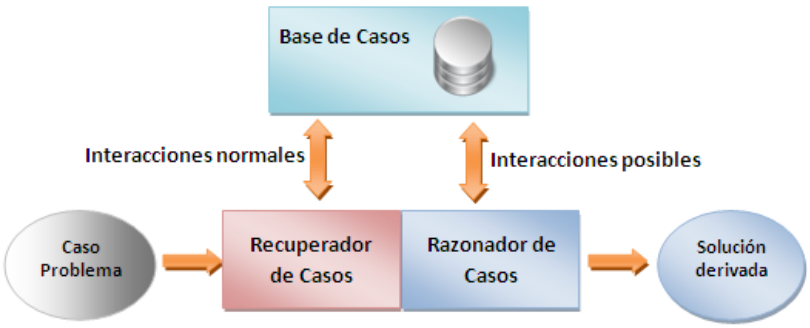

Figura 3. Componentes internos del RBC tomado de (Pal and Shiu, 2004)

La tarea del recuperador de casos es buscar el caso apropiado en la base de casos, mientras que el razonador utiliza los casos recuperados para encontrar una solución a un problema determinado. Este proceso de razonamiento en general, implica tanto la determinación de las diferencias entre los casos recuperados y el caso actual, como la modificación de la solución. El proceso de razonamiento puede, o no, implicar la recuperación de casos adicionales o partes de los casos de la base de casos (Riesbeck and Schank, 2013).

El ciclo de vida para la solución de problemas usando un sistema RBC consta de cuatro estados:

- Recuperación de casos similares partiendo de una base de casos previos.
- Reutilización de casos mediante copia o integración de soluciones a partir de los casos recuperados.
- Revisión o adaptación de las soluciones recuperadas para resolver el nuevo problema.
- Retención de una nueva solución, una vez haya sido confirmada o validada.

Los casos se definen como una pieza de conocimiento contextualizado que representa una experiencia significativa (Pal and Shiu, 2004).

Cuando se define un caso se deben tener en cuenta tres elementos: la representación del problema, el contenido de las soluciones y el resultado de los casos (Riesbeck and Schank, 2013).

La similitud es el concepto fundamental en RBC; esta se puede definir como una relación donde el numerador es el número de atributos que dos objetos tienen en común y donde el denominador es el número total de atributos, tal como se ve en la ecuación 1.

$$similitud_{ep,eq} = \frac{\alpha(A)}{\alpha(A)+\beta(B)} \qquad (1)$$

Donde:

A: atributos comunes.

B: atributos diferentes.

α y β: pesos determinados por un algoritmo de aprendizaje, un experto o la fuerza de la relación.

ep, *eq*: representan los casos.

El cálculo de la similitud en un RBC es un aspecto de suma importancia en el proceso de recuperación de los casos; la eficacia de una medida de similitud está determinada por la utilidad de un caso recuperado en la resolución de un nuevo problema.

El sistema que se propone está compuesto por tres módulos tal como muestra la figura 4.

El módulo interfaz de usuario es el encargado de establecer la comunicación entre el usuario y el sistema, en ella se introducen los datos del evento a comparar y luego se muestran los resultados de la búsqueda realizada.

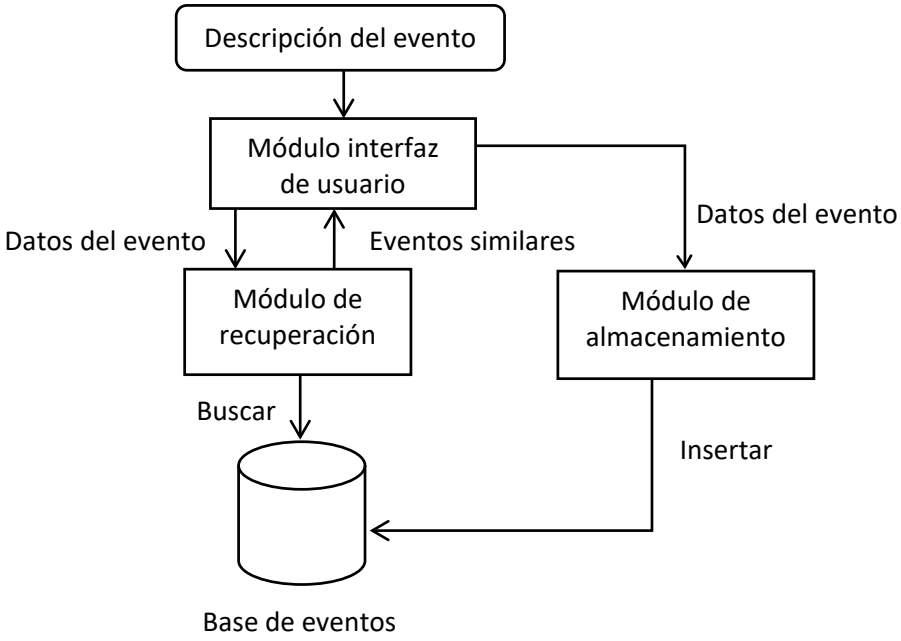

Figura 4. Arquitectura del sistema para la obtención de eventos similares.

En el módulo de recuperación se implementan los mecanismos necesarios para realizar la búsqueda por similitud, una vez obtenidos los resultados se envían al módulo interfaz para mostrarlos al usuario.

El módulo de almacenamiento es el responsable de insertar en la base de eventos los nuevos eventos.

03 EL SAD-PMI EN EL APOYO A LA TOMA DE DECISIONES ANTE LA OCURRENCIA DE INUNDACIONES.

Para lograr el apoyo en las fases iniciales del proceso de toma de decisiones se desarrolló e incorporó a la Plataforma modular integrada desarrollada en el CIH (Garrido, 2016) un sistema de razonamiento basado en casos denominado SAD-PMI.

Sad-PMI es un módulo de la PMI desarrollado con el lenguaje de programación C#, multiplataforma y portable. Brinda un conjunto de funcionalidades que se enumeran a continuación:

- La caracterización de la cuenca.
- El ingreso, modificación y visualización de los eventos.
- La clasificación de los eventos a partir de un proceso de agrupamiento.
- La obtención de eventos similares.

La caracterización de la cuenca incluye la definición del nombre, área, país y las secciones que el usuario desee crear.

Con respecto a los eventos, el sistema permite insertar, modificar y ver los eventos existentes en la base de eventos. La base de eventos es la clave principal de este proceso, pues cuando se implanta la PMI en la cuenca es necesario contar con una base de datos inicial. En esta primera etapa la base de eventos, que está contenida en la base de datos inicial, se comienza a llenar con los eventos obtenidos a partir de los datos de lluvia históricos de la cuenca y luego se va actualizando con los

eventos que modelan los especialistas. Estos últimos pueden ser eventos reales que afecten la región o hipotéticos, con el fin de comprobar el comportamiento de la cuenca ante una situación determinada. En la figura 5 se muestran las vías de actualización de la base de eventos del sistema.

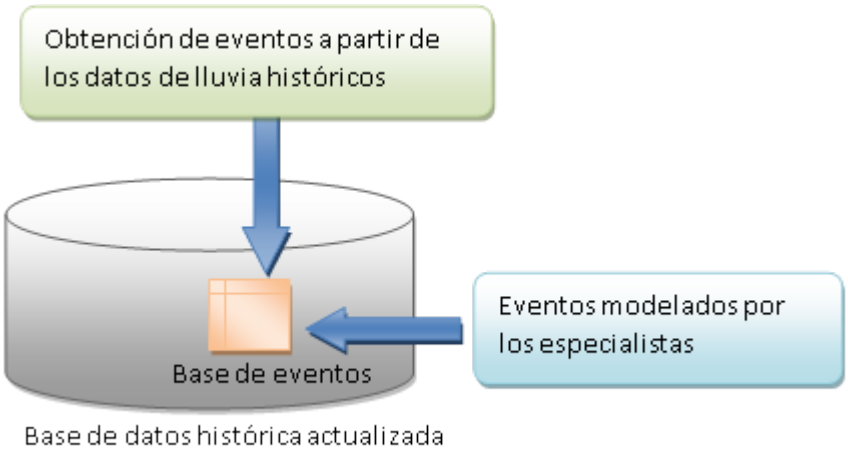

Figura 5. Vías de actualización de la base de eventos.

La clasificación de los eventos, se realiza a través de un proceso de agrupamiento, utilizando el algoritmo k-means (Benítez, 2005). Para ello el usuario selecciona las propiedades del evento por las cuales se realizará el agrupamiento y define el número de grupos que desea crear. Como resultado del proceso, la base de eventos se organiza, ubicando cada evento en un grupo.

El proceso de obtención de similares inicia con la introducción de las propiedades del evento que se desea clasificar.

Se pueden presentar cuatro situaciones fundamentales al analizar la inclusión de un evento en un grupo:

- No cumple con los valores de los atributos del grupo.
- Cumple con todos los atributos del grupo.
- Cumple con al menos un atributo.
- Cumple con más de un atributo.

Los criterios a seguir fueron los siguientes:

- Si no cumple con los valores de los atributos del grupo, no pertenece a él.
- Si cumple con todos los valores de los atributos del grupo, se incluye en este.
- Si hay más de un grupo donde se cumpla con todos los atributos, se aplica un criterio de selección.
- Si no hay grupo donde se cumpla con todos los atributos, seleccionar el grupo donde hay mayor cantidad de coincidencias.
- Si hay más de un grupo donde se presente la situación anterior, se aplica un criterio de selección.

El criterio de selección asumido consiste en el cálculo de la distancia euclidiana que existe entre el evento y los centroides de cada uno de los grupos. El evento se ubica en el grupo con la menor distancia.

En la figura 6 se resume el proceso para la obtención de eventos similares antes descrito.

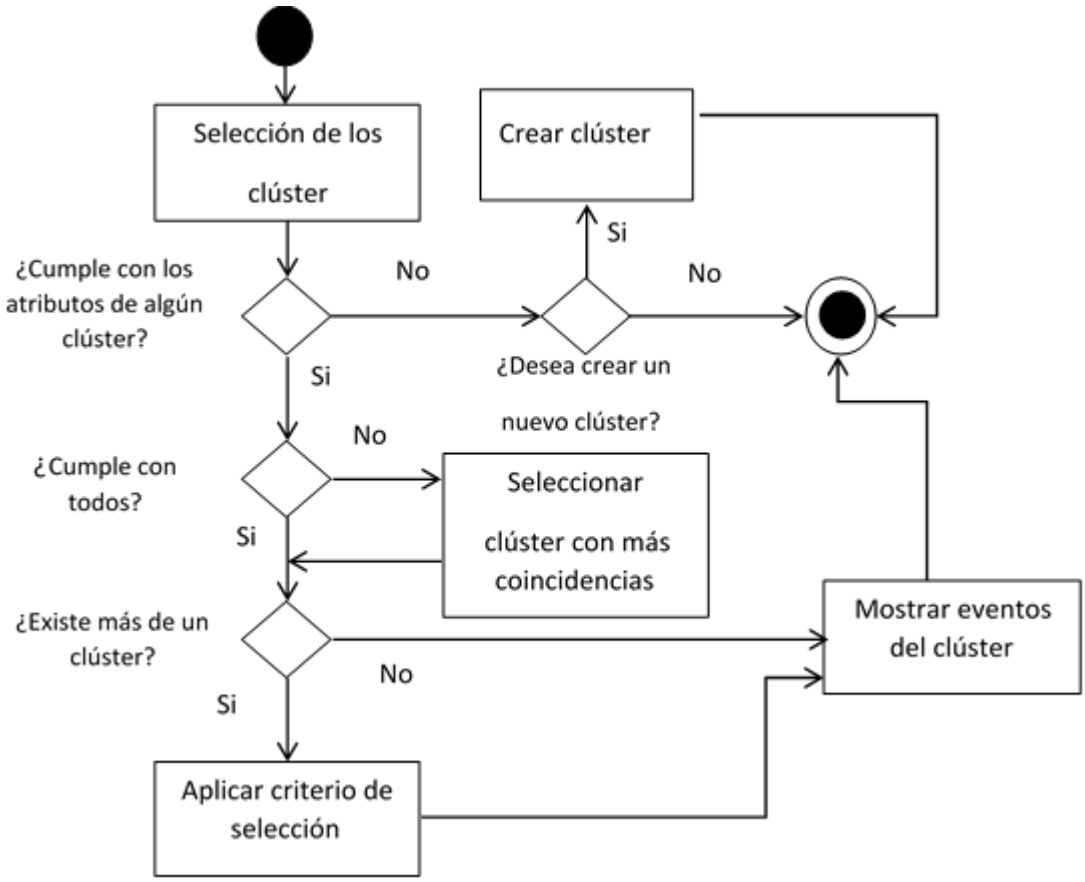

Figura 6. Proceso de obtención de eventos similares

Una vez finalizado el proceso de recuperación se muestra la información de los eventos contenidos en el grupo seleccionado, dando la posibilidad de insertar el evento que se analiza en la base de eventos como parte de este.

APLICACIÓN DEL SAD-PMI EN LA CUENCA DEL RÍO YANUNCAY EN ECUADOR.

El río Yanuncay es uno de los más importantes que atraviesa la ciudad de Cuenca y se utiliza para el suministro de agua potable, el riego, la pesca y la recreación; previéndose para un futuro cercano su empleo para la generación de energía hidroeléctrica. El cauce principal del río tiene una longitud aproximada de 58 km y en su trayecto por la ciudad atraviesa varias comunidades y poblados como son: Soldados, Chictarrumi, Bayán, Sayán, Barabón y San José (Fernández, 2020).

La Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca – ETAPA EP mantiene y opera una red de estaciones de monitoreo hidrometeorológico en gran parte de la cuenca del río Paute a la que pertenece el río Yanuncay. En la cuenca de río Yanuncay existen cuatro estaciones meteorológicas, un pluviómetro, una estación mixta que registra lluvia, niveles y caudales, y una estación hidrológica que mide niveles y caudales (Fernández, 2020).

En la figura 7, se detalla el proceso seguido para la generación de los eventos que conformarán la base de datos inicial de la PMI implantada en la cuenca del río Yanuncay (Garrido,2020).

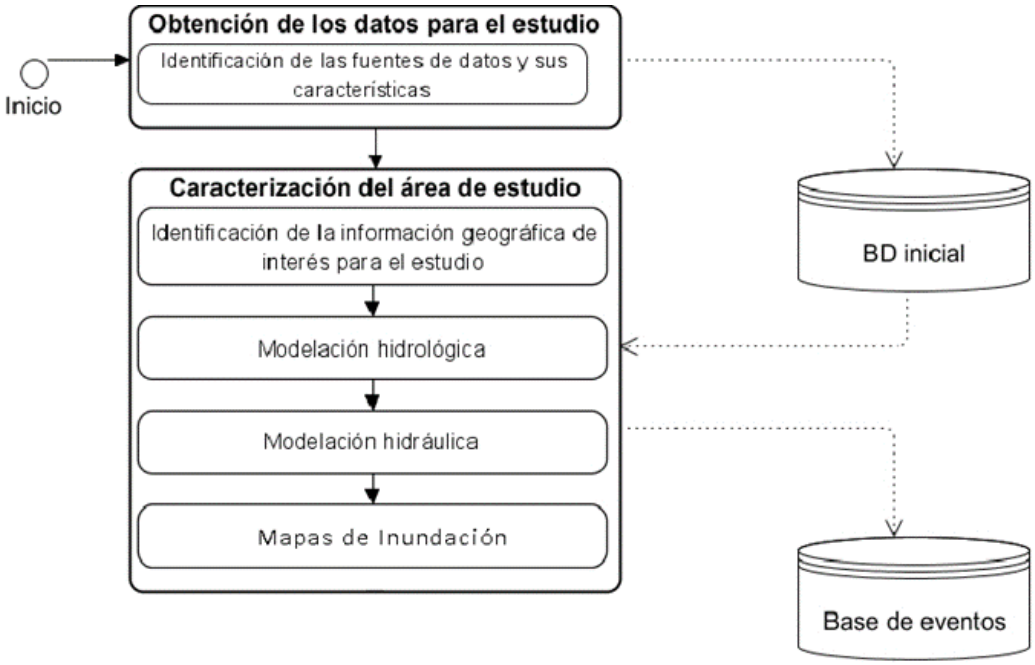

Figura 7. Diagrama general del proceso de obtención de la Base de eventos.

Siguiendo el procedimiento se generaron 170 eventos resumidos en la tabla 1, caracterizados por los atributos siguientes:

- Velocidad de movimiento de la tormenta.
- Dirección de la tormenta.
- Intensidad máxima.
- Lluvia acumulada.
- Duración de la precipitación.
- Condiciones de Precipitación Antecedente.
- Diámetro aproximado de la tormenta.
- Caudal máximo de la estación de Pucán.
- Caudal máximo de la estación de Bomberos.
- Tiempo hasta la máxima inundación desde el centro del hietograma de precipitación de los tres sectores susceptibles a inundaciones.
- Tiempo de regreso del agua al cauce principal desde la máxima inundación de los tres sectores susceptibles a inundaciones.
- Mapas de inundación de los tres sectores susceptibles a inundaciones.

Tabla 1. Eventos generados para la base de datos de la PMI.

Lluvia acumulada (mm)	Número de días de la precipitación antecedente	Precipitación antecedente (mm)	Velocidad de la tormenta (m/s)	Dirección de la tormenta	Intensidad máxima (mm/h)	N° de eventos
20	1	10 y 20	2 y 5	O-E, E-O, NO-SE, NE-SO	27, 28, 34 y 35	28
20	3	20, 40 y 60	2 y 5	O-E, E-O, NO-SE, NE-SO	27, 28, 34 y 35	60
20	5	20, 40 y 60	2 y 5	O-E, E-O, NO-SE, NE-SO	27, 28, 34 y 35	60
30	1	10 y 20	2 y 5	O-E, E-O, NO-SE, NE-SO	41, 42, 50 y 52	22

La cuenca quedó caracterizada tal como muestra la figura 8.

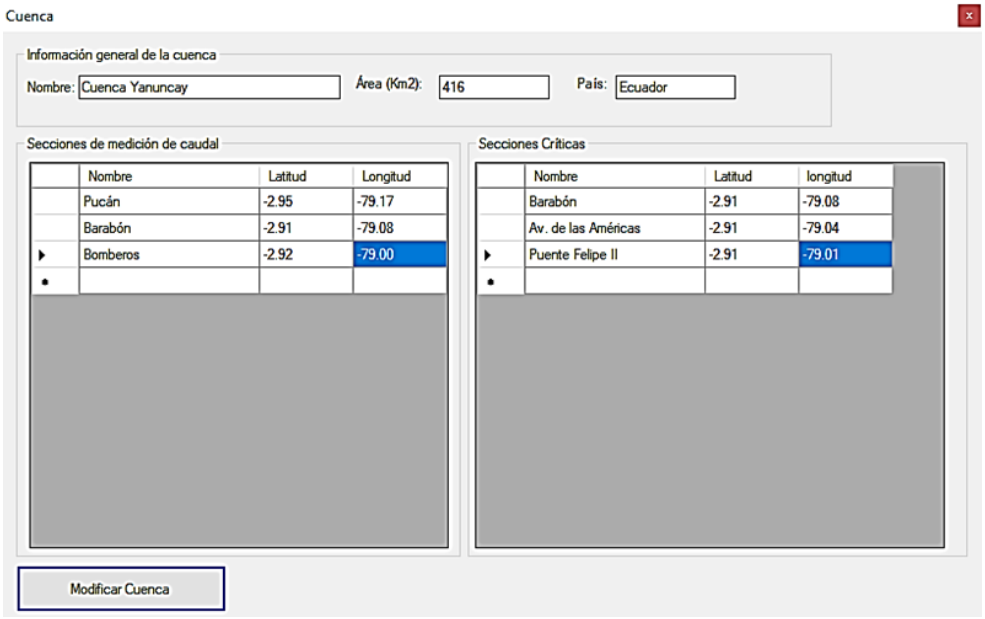

Figura 8. Caracterización de la cuenca del Río Yanuncay.

Una vez definida la cuenca y conformada la base de eventos, se procede a realizar el proceso de agrupamiento. Para ello se selecciona la opción Agrupamiento del menú principal del SAD-PMI. El sistema muestra una ventana donde el especialista debe indicar la cantidad de grupos que desea crear y escoger los criterios que se tendrán en cuenta en el procedimiento. Como puede observarse en la figura 9 estos criterios son tantos como características tiene cada uno de los eventos y podrán seleccionarse todos o un conjunto de ellos.

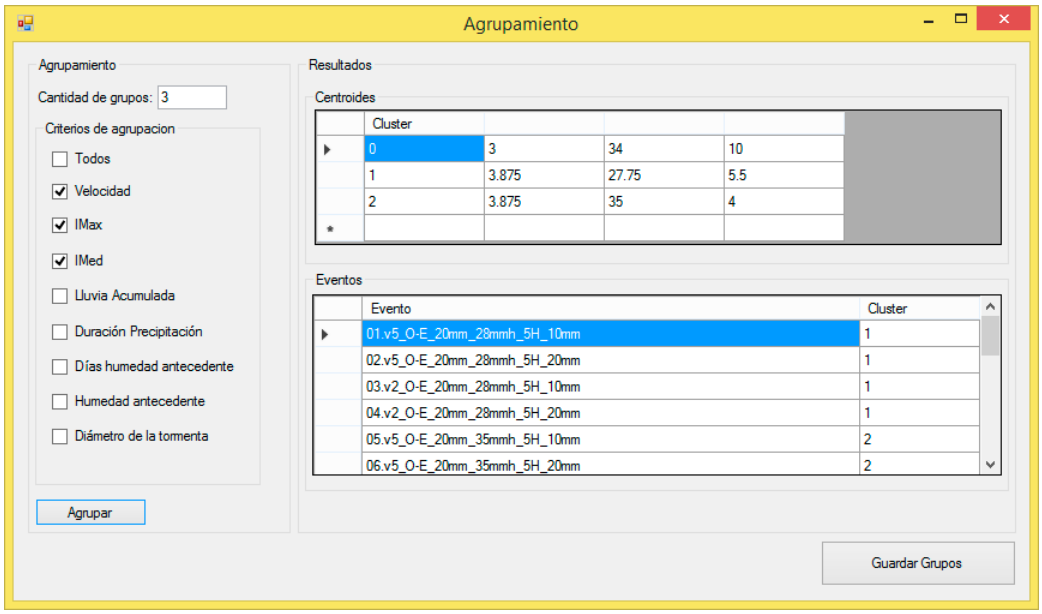

Figura 9. Proceso de agrupamiento realizado en la cuenca del Río Yanuncay.

Como puede observarse, en este caso se crearon 3 grupos y se tuvieron en cuenta la velocidad, intensidad máxima (IMax) e intensidad media (IMed) como criterios de agrupamiento.

Si se ha realizado el agrupamiento al menos una vez, se puede proceder a obtener los eventos similares. Es oportuno señalar que el agrupamiento no tiene que realizarse siempre que se vaya a buscar similitudes entre eventos, pues como se mencionó anteriormente en la base de datos de la PMI queda almacenada la información de los grupos y los eventos que componen cada uno de ellos, por tanto, este procedimiento se realiza inicialmente al conformar la base de eventos y luego a criterio de los especialistas.

Para realizar la búsqueda de similares se selecciona la opción Eventos similares del menú principal del SAD-PMI. El sistema muestra una ventana donde el especialista ingresa los datos del evento que desea buscar, tal como muestra la figura 10.

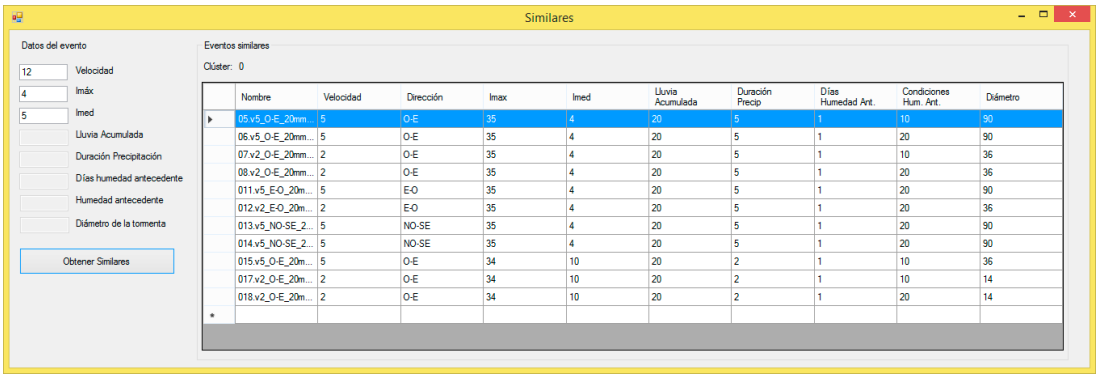

Figura 10. Resultado de la búsqueda de eventos similares.

Como puede apreciarse, en la sección de los datos del evento solo están habilitadas las propiedades que sirvieron como criterio para realizar el agrupamiento. En este caso, teniendo en cuenta los valores de cada una de ellas, el resultado de la búsqueda fue que es similar a los eventos agrupados en el clúster 0, los cuales se listan todos en una tabla.

Al hacer clic sobre cualquiera de ellos, el sistema muestra una ventana donde se detalla la información relacionada con el mismo, tal como muestra la figura 11.

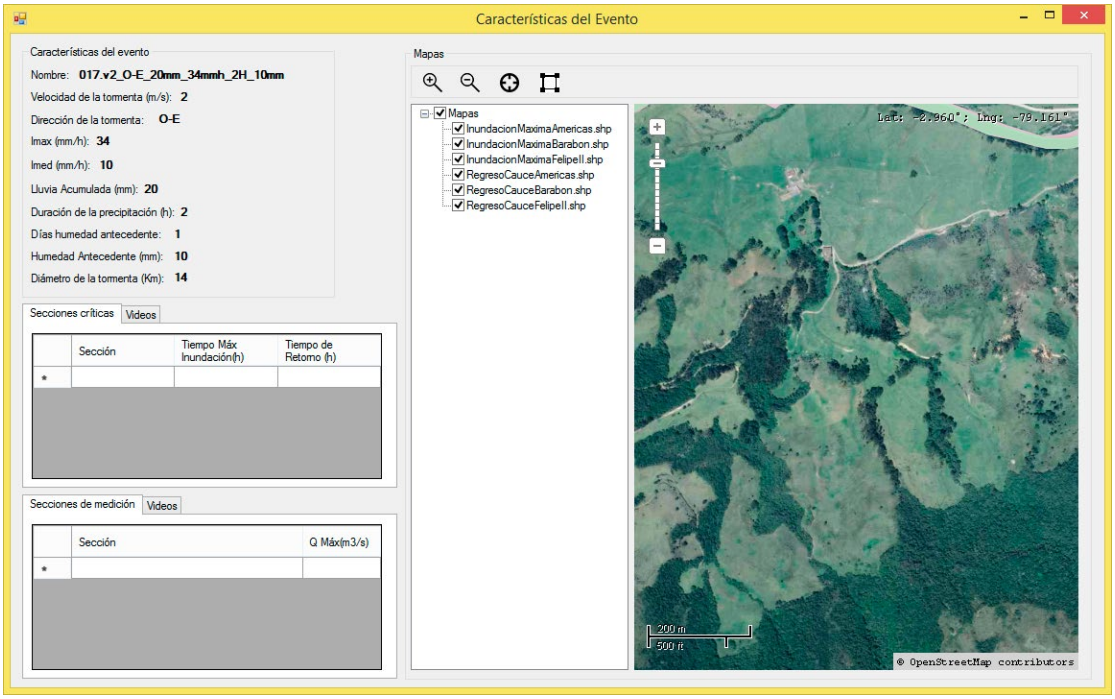

Figura 11. Detalles del evento.

Esta información es de gran importancia para los decisores, pues no solo se muestran las características generales del evento, sino que también puede almacenarse información con respecto a la inundación en las secciones que se definieron como críticas y de medición, incluyendo videos. Además de los mapas generados en los procesos de modelación.

La aplicación del SAD-PMI en la cuenca del Río Yanuncay demostró que la PMI puede ser aplicada para generar una alerta temprana ante inundaciones provocadas por lluvias intensas con relativa confiabilidad, pronosticando inundaciones con un cierto margen de seguridad (Fernández, 2020).

04 CONCLUSIONES

Se reconocen las ventajas de los RBC en cuanto a la facilidad de adquisición de los conocimientos, la flexibilidad en el modelado, la eficiencia en el proceso de razonamiento, y facilidad en el aprendizaje y mantenimiento de la base de conocimientos, por lo que se decide emplearlos en el proceso que propone.

Se propone el SAD-PMI como una herramienta para el apoyo a la toma de decisiones, dado que posibilita contar con la información de cómo se comportó la cuenca ante una situación similar y las medidas que se adoptaron, lo que representa un punto de partida para la toma de decisiones ante una posible inundación.

Se demostró la aplicabilidad del SAD-PMI para las fases iniciales de la toma de decisiones ante el peligro de inundaciones fluviales, al aplicarse en la cuenca del Río Yanuncay en Ecuador, dado que es posible conocer el comportamiento de la cuenca en momentos en que el evento aún está distante del territorio, lo que aporta elementos que perfecciona la identificación de posibles problemas y la generación de alternativas.

05 REFERENCIAS

Benítez I. S. (2005). "Técnicas de Agrupamiento para el Análisis de Datos Cuantitativos y Cualitativos". Trabajo de investigación. Universidad Politécnica de Valencia. España. Extraído de: https://www.researchgate.neten: junio 2016.

Castillo E., Gutierrez J. and Hadi A. (2012). "Expert systems and probabilistic network models". Springer Science & Business Media. ISBN: 978-1-4612-2270- 5. New York.

Fernández de Córdova C. (2020). "Propuesta de un sistema de alerta temprana ante inundaciones por lluvias intensas. Caso de estudio: Río Yanuncay en Cuenca - Ecuador". Tesis de doctorado. Facultad de Ingeniería Civil. Universidad Tecnológica de La Habana "José A. Echeverría" (Cujae). La Habana.

Franz U. R. (2012). "Decision-making support systems: Theory & practice". Bookboon. Dinamarca. Extraído de: https://bookboon.com/es/decision-making-support-systems-ebook en: abril 2015.

Garrido M. (2012). "Integración de herramientas informáticas para la alerta temprana ante el peligro de inundaciones". Tesis de maestría. Facultad de Informática. Instituto Superior Politécnico "José A. Echeverría" (Cujae). La Habana.

Garrido M. (2016). "Análisis de la información hidrológica para el apoyo a las decisiones ante inundaciones de origen fluvial". Tesis de doctorado. Facultad de Ingeniería Civil. Universidad Tecnológica de La Habana "José A. Echeverría" (Cujae). La Habana.

Garrido M., Fernández de Córdova J. y León A. (2020). Generación de una base de eventos hidrometeorológicos en la cuenca del río Yanuncay. Ingeniería Hidráulica y Ambiental, 41(3), 97–110. ISSN: 2788-6050. La Habana. Cuba. Recuperado a partir de https://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/view/528

Gómez M. (2008). "Plataforma modular integrada para la gestión de campos de pozos". Tesis Doctoral.Facultad de Ingeniería Civil. Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría" (Cujae). La Habana.

Gutiérrez I., Bello R. y Tellería R. (2002). "Un Sistema basado en casos para la toma de decisiones en condiciones de incertidumbre." Revista Investigación Operacional, 2002. Vol 23. No.2. 19pp. ISSN: 2224- 5405. Departamento de Matemática Aplicada. Facultad de Matemática y Computación. Universidad de la Habana. Cuba.

Padrón S. (2006). "Arquitectura de un Sistema Multi-Agente para el soporte a la decisión". Tesis de Maestria. Facultad de Ingeniería Eléctrica. Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría" (Cujae). La Habana. Cuba.

Pal S. K. and Shiu S. C. K. (2004). "Foundations of soft case-based reasoning". Wiley series on intelligent systems. ISBN 0-471-08635-5. John Wiley & Sons Inc. Hoboken. New Jersey. Estados Unidos.

Power D. J., Sharda R. and Burstein F. (2015). "Decision support systems". Wiley Encyclopedia of Management. Vol 7:1–4. ISBN-online: 9781118785317. Estados Unidos.

Riesbeck C. K. and Schank R. C. (2013)." Inside case-based reasoning". The Institute for the Learning Sciences. Northwestern University. Evanston Laurence Earlbaum associates publishers. Illinois. Estados Unidos. Consultado desde: https://books.google.com.cu en: mayo 2015.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Maray Garrido Monagas https://orcid.org/0000-0003-0349-7676

Participó en el diseño de la investigación y en el estudio y selección de los aspectos a tratar. Realizó contribuciones en la interpretación y procesamiento de los datos. Participó en la redacción y revisión del artículo.

Carlos Javier Fernández de Córdova Webster http://orcid.org/0000-0003-3288-6822

Realizó contribuciones en la interpretación y procesamiento de los datos.

Modesto R. Gómez Crespo https://orcid.org/0000-0002-9220-3942

Participó en el diseño de la investigación.

Flujómetros proporcionales: opciones, alcance y limitaciones.

Alcides Juan Felipe León Méndez E-MAIL: aleonm@civil.cujae.edu.cu
Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de La Habana, La Habana, Cuba.

Jorge Ramírez Beltrán E-MAIL: jorgeramirezcihcujae@gmail.com
Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de La Habana, La Habana, Cuba.

Edgar Stefano E-MAIL: edgstefano@gmail.com
Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de La Habana, La Habana, Cuba.

RESUMEN

En Cuba, por la necesidad de medir los caudales que circulan por las conductoras de pequeño y gran diámetro y ante la imposibilidad, momentánea, de adquirir en los mercados internacionales soluciones de alta tecnología, se han comenzado a implementar soluciones basadas en los llamados flujómetros o caudalímetros proporcionales, como variante alternativa provisional para realizar estas mediciones. El presente trabajo es un resumen de los principales aspectos que deben tenerse presente en el momento de emprender el diseño y construcción de un flujómetro proporcional, haciendo énfasis en las potencialidades y debilidades de cada una de las soluciones que pueden implementarse para tales fines.

PALABRAS CLAVES: flujómetros proporcionales, hidrometría, medición de caudal.

Proportional Flowmeters: Options, Scope and Limitations

ABSTRACT

In Cuba, due to the need to measure the flows that circulate through small and large diameter conductors and given the momentary impossibility of acquiring high-tech solutions in international markets, these solutions have begun to be implemented as a provisional alternative variant to carry out these measurements. This paper is a summary of the main aspects that must be kept in mind when undertaking the design and construction of a proportional flowmeter, emphasizing the potentialities and weaknesses of each of the solutions that can be implemented for such purposes.

KEYWORDS: proportional flowmeters, hydrometry, flow measurement.

CITMA CERTIFICADO

Julio 2022-RECIBIDO | APROBADO-Agosto 2022

Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

Los flujómetros o caudalímetros proporcionales, son soluciones para la hidrometría de las conducciones forzadas conocidas desde hace décadas, aplicadas en algunos países e incluso comercializadas, Cavalcanti y Pinho (1979), Saenz (1982), Fuentes y Guerrero (2009), Corvea y León (2010) y González y León (2010).

Hay dos grandes divisiones en la medición de líquidos en conducciones forzadas: los caudalímetros volumétricos y los másicos. Los primeros cuantifican el volumen del líquido por unidad de tiempo que circula por la sección transversal del tubo donde está ubicado y los segundos la masa del líquido por unidad de tiempo. En este trabajo se hará referencia a los del primer grupo ya que los segundos son muy empleados en las industrias donde es necesario mezclar varios líquidos en cantidades muy precisas

Los instrumentos para la medición de caudal, volumétrico o másico, se emplean de forma regular por muchas personas, en diversos ambientes. Gracias a ellos se puede determinar el caudal con que un líquido es transportado por una conducción, así como la velocidad media del flujo. Es esencial en cualquier proceso que incluya el traslado de líquidos por tubería a presión o por conducciones libres, permitiendo medir cantidades muy precisas del líquido.

En Cuba por la necesidad de medir los caudales que circulan por las conductoras de pequeño y gran diámetro y ante la imposibilidad, momentánea, de adquirir en los mercados internacionales soluciones de alta tecnología, se ha comenzado a implementar estas soluciones como variante alternativa provisional para realizar estas mediciones.

Esta necesidad real y fundamentada, técnica y económicamente, no puede conducir al empleo de flujómetros sin la calidad en las mediciones requeridas (bajas incertidumbres) ya que esto conduce a la toma de decisiones sobre las fuentes de abasto, el abasto a poblaciones, industrias y cultivos, que encubren lo que realmente está ocurriendo.

Aceptar una tecnología de medición que no sea capaz de medir, con baja incertidumbre, los pequeños caudales que en muchos momentos circulan por las conductoras y que en sumatoria constituyen las grandes pérdidas de agua no contabilizada que circulan por las redes de abasto es aceptar una medición afectada continuamente, por un error sistemático.

Baste solo ejemplificar lo anteriormente dicho suponiendo una conductora que conduce 100 l/s, durante 300 días al año y el flujómetro instalado mide con un error de un ±10%, normalmente menos. En este escenario al año el volumen se agua mal medido en una conductora asciende a 260,000 metros cúbicos. Por tanto, si este número se multiplica por 10, 100, 1000 conductoras, o más, obtendremos cifras alarmantes debidas a una mala medición.

Por este motivo se impartió el curso de posgrado “Flujómetros Proporcionales” a profesionales del Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos, para capacitarlos en estas soluciones. Este trabajo es un resumen de los principales aspectos tratados en el curso, haciendo énfasis en las potencialidades y debilidades de cada una de las soluciones estudiadas.

El objetivo del presente trabajo es analizar diferentes soluciones con las cuales se puede implementar un flujómetro o caudalímetro proporcional, sus fortalezas y lo que se requiere para que cada una de estas soluciones se conviertan en un instrumento hidrométrico confiable con una baja incertidumbre en cada medición y alta repetibilidad, basado en la experiencia acumulada en el Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH), de la Universidad Tecnológica de La Habana durante más de 50

años. También se incluyen aquí los aspectos a tomar en cuenta para la automatización de la medición basado en la experiencia y las soluciones obtenidas en el CIH en los últimos años.

02 PRINCIPIOS EN QUE SE BASAN LOS FLUJÓMETROS PROPORCIONALES

Los flujómetros proporcionales (FP) son una opción de medición, cuando se hace necesario conocer los caudales que circulan por conductoras de relativo gran diámetro, normalmente mayores de 100 mm nominales, aunque su principio puede ser implementado en diámetros menores.

Está constituido por un sistema de tuberías en paralelo, que lo conforman la tubería en la cual se requiere hacer la medición y un ramal, de mucho menor diámetro, de corta longitud que es el que lleva un caudalímetro incorporado en serie, figura 1. Para su cálculo se aplican las leyes de la hidráulica que describen el comportamiento del flujo en los sistemas en paralelo.

Figura 1. Esquema inicial de un flujómetro proporcional

Es conocido, que en un sistema de tuberías en paralelo los caudales se distribuyen, proporcionalmente, de acuerdo a los diámetros internos, la cantidad y tipo de accesorios y a las longitudes de cada ramal. Además, tiene una gran influencia la resistencia al movimiento del agua, que el perímetro interior de cada ramal ejerce sobre el líquido.

Conocido lo anterior, puede definirse como flujómetro proporcional a: un sistema de tuberías en paralelo de corta longitud y diámetros diferentes, que permite medir el caudal en el diámetro menor, empleando un instrumento hidrométrico calibrado, y correlacionarlo, con baja incertidumbre, con el caudal que circula por el diámetro mayor.

Por tanto, el flujómetro proporcional permite la medición de caudales por conductoras de gran diámetro empleando instrumentos de medición de mucho menor diámetro, con relaciones entre los diámetros que pueden llegar a ser de 40:1.

Sus principales características son:

- Sistema en paralelo de corta longitud, con su diámetro menor lo más pequeño posible para que el medidor insertado sea económico,
- Mide en el conducto de menor diámetro el volumen acumulado, o caudal, o ambos según el medidor paralelo que se emplee y este se correlaciona mediante una expresión matemática con el volumen acumulado o caudal que circula por el conducto de mayor diámetro.
- Calculado con ecuaciones y coeficientes empíricos validados por normas internacionales actualizadas, o, calibrados en un laboratorio certificado con tecnología y técnicas adecuadas.
- Baja inversión inicial y altos beneficios,
- Factible de ser automatizada la lectura: digitalizada, almacenada, visualizada y transmitida.

ESTRUCTURA DEL FLUJÓMETRO PROPORCIONAL

Si se parte de la anterior definición de FP, se puede describir esquemáticamente como la imagen que aparece en la figura 2.

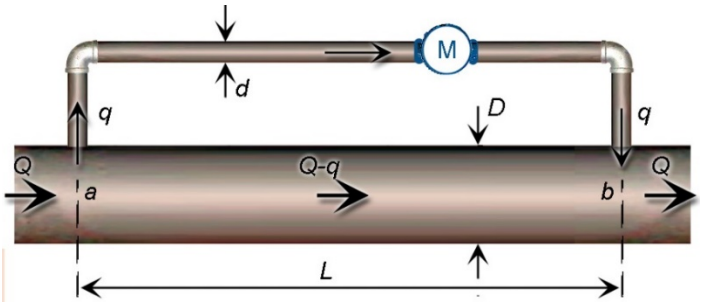

Figura 2. Esquema de trabajo de un sistema de tuberías en paralelo de un FP

En este esquema inicial y de acuerdo a las leyes de la Hidráulica, la diferencia de presión entre los puntos *a* y *b* hace que por el conducto de menor diámetro circule un caudal igual a *q*, mientras que por el tramo entre a y b por el conducto mayor circulará la diferencia: (*Q*-*q*).

En la práctica el caudal derivado *q*, independiente de la longitud del tramo, es extremadamente pequeño, obteniéndose para relaciones de (*D*/*d*= 20), relaciones entre los caudales (*Q*/*q*) que oscilan en el orden de 10^6 para cualquier longitud *L*, mientras que para relaciones de (*D*/*d*= 10), se obtienen relaciones entre los caudales (*Q*/*q*) que oscilan en el orden de 10^5. En ambos casos queda claramente expuesto que con una solución como la presentada en la figura 1, no puede conformarse un FP, más aún si, necesariamente, el tramo de menor diámetro tiene que llevar un instrumento para medir el caudal derivado, con lo que, las pérdidas de carga que introduciría dicho elemento de medición incrementarían, aún más, la relación (*Q*/*q*).

La solución para decrementar las relaciones (*Q*/*q*), o lo que es igual para incrementar el valor del caudal derivado (*q*) a valores factibles de ser medidos con baja incertidumbre por un caudalímetro de diámetro (*d*) viene dada en tres posibles alternativas:

- Introducir en el conducto principal, entre a y b, un elemento normado, con estándares de reconocido prestigio internacional, que produzca un diferencial local de presión entre los puntos a → b, que permita que el caudal derivado (q) por el circuito de menor diámetro sea relativamente alto para poder medirlo con un instrumento, calibrado previamente, y poder correlacionarlo con el caudal total que pasa por el conducto principal.
- Emplear un accesorio existente ya en el conducto principal y aprovechar las pérdidas de carga que el mismo produce para hacer circular por el conducto secundario un caudal derivado suficientemente alto para poder ser medido con un instrumento, calibrado previamente, y poder correlacionarlo con el caudal total que pasa por el conducto principal.
- Aplicar el principio empleado por el pitómetro Cole, para logar un diferencial de presión suficientemente alto para que pueda derivar por el conducto secundario, de menor diámetro, un caudal que pueda ser medido con un instrumento, calibrado previamente, y poder correlacionarlo con el caudal total que pasa por el conducto principal.

Cada una de las alternativas anteriores tienen un grupo de fortalezas, e igualmente un grupo de debilidades. Estas últimas deben ser superadas, si lo que se pretende es lograr un instrumento de

medición confiable con valores tales en los parámetros metrológicos que lo acrediten como un medidor de caudal reconocido.

A partir de las tres alternativas anteriores se pueden esquematizar dos soluciones, la primera engloba las dos primeras alternativas, figura 3 izquierda; mientras que la tercera alternativa queda esquematizada en la figura 3 derecha.

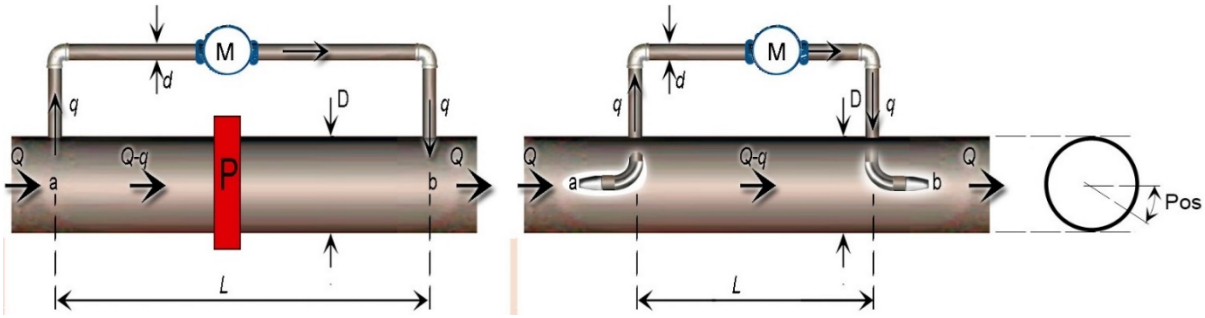

Figura 3. Esquema de las tres posibles alternativas

En las alternativas presentadas, el medidor (*M*) puede ser un medidor doméstico de chorro simple, chorro múltiple de pistón, cazoletas, tipo Woltman, pero debe garantizarse que el factor R, que lo caracteriza, sea mayor de 200 (R200 o más) para garantizar un amplio intervalo de lectura, con bajos errores. Puede ser también un medidor ultrasónico o electromagnético, con lo cual se garantiza la introducción de cero pérdidas de carga adicionales en el recorrido del flujo por el circuito paralelo de menor diámetro lo cual implica mayor *q* para un mismo $\Delta p_{a\rightarrow b}$.

De gran importancia es la posición del circuito paralelo respecto a la tubería. En la sección de tubería, figura 3 extrema derecha, la posición se indica por las siglas “Pos”, esto evita dos cuestiones básicas: la no penetración en el circuito paralelo de burbujas de aire y la no penetración de pequeñas partículas que pueden ser arrastradas por el agua. Se hace insistencia en esto, ya que, en algunos casos para facilitar la operación, o la colocación, se ubica el circuito en una posición diferente con lo cual se pueden introducir errores, que llegan a ser significativos, en las lecturas.

ECUACIÓN DE TRABAJO

Primera alternativa

La ecuación general de trabajo para relacionar el caudal total que circula por el conducto de mayor diámetro con el caudal que se deriva por el conducto secundario (*Q/q*) se obtiene aplicando por ambos caminos la ecuación de conservación de la energía (Streeter et al., 2000) o ecuación de Daniel Bernoulli en 1738, que fue derivada a su expresión habitual por Leonhard Euler en 1752.

Para la primera alternativa la ecuación de trabajo, una vez igualadas las pérdidas de carga por los dos caminos (tubería principal y circuito paralelo de menor diámetro) pueden escribirse de las dos formas siguientes:

Para flujómetros en el circuito paralelo de menor diámetro con ecuaciones de pérdidas que respondan a: $hf = Coeficiente * q^2$

$$\frac{Q}{C} = \left\{\frac{q^2}{K_1}\left[K_2\left(\sum_{i=1}^{n} K_{accesorios_i} + f\frac{\sum_{j=1}^{m} l_j}{d}\right) + K_{medidor}\right]\right\}^{0.5} \qquad (1)$$

Para flujómetros en el circuito paralelo de menor diámetro con ecuaciones de pérdidas que respondan a: $hf = Coefiente * q^{\alpha}$

$$\frac{Q}{C} = \left\{ \frac{1}{K_1} \left[K_2 * q^2 \left(\sum_{i=1}^{n} K_{accesorios_i} + f \frac{\sum_{j=1}^{m} l_j}{d} \right) + q^{\alpha} * K_{medidor} \right] \right\}^{0.5} \quad (2)$$

La descripción de cada uno de los términos que componen las ecuaciones es como sigue:

Q y *q*: caudal total y el caudal derivado por el circuito paralelo

C: coeficiente que cuantifica el tipo de deprimógeno que se empleará para producir la caída de presión local

α: exponente de la ecuación de pérdidas de carga del medidor cuando es diferente de 2

K_1 y K_2: constantes que dependen de: π, *d*, *D* y g y que se obtienen para simplificar de la ecuación (1) en el proceso de igualar las pérdidas de carga por ambos caminos

F: factor de fricción, calculado por la ecuación implícita enunciada por Colebrook-White, que se emplea en la ecuación de pérdidas de carga en tuberías formulada por Darcy-Weisbach

$K_{accesorios}$: coeficiente *K* que caracteriza la pérdida de carga en cada accesorio (i) del recorrido:

$$hf = K_{accesorio} * \frac{v^2}{2g}$$

lj: longitud de tubo recto que hay en cada tramo (j) del camino paralelo

$K_{medidor}$: coeficiente *K* que caracteriza la pérdida de carga en el medidor colocado en el circuito en paralelo

Las ecuaciones (1) y (2) surgen de cuantificar las pérdidas por el circuito de mayor diámetro, que llevará el deprimógeno *P*, que está normalizado por las normas ISO (ISO 5167-1, 2003) y que responden, todos, a una única ecuación para calcular el caudal que circula.

Por su parte las pérdidas por el circuito paralelo de menor diámetro están calculadas con las ecuaciones de la hidráulica, validadas durante varios siglos por investigadores de renombre universal y laboratorios de alto prestigio internacional. El exponente 2 que lleva q en la ecuación (1) y el exponente α que lleva *q* en el último término de la ecuación (2), viene dado y certificado, por el constructor del flujómetro que se empleará para medir los caudales en el circuito paralelo de menor diámetro.

Segunda alternativa

Para esta alternativa que emplea un accesorio existente en el conducto principal para producir las pérdidas locales, que harán circular un caudal, suficientemente grande, por el conducto paralelo. La ecuación general de trabajo para relacionar el caudal total que circula por el conducto de mayor diámetro con el caudal que se deriva por el conducto secundario (*Q/q*) se obtiene, también, aplicando por ambos caminos la ecuación de conservación de la energía.

En esta alternativa están cuantificadas con ecuaciones específicas para cada caso la relación (*Q/q*) para varias opciones, estas son:

- Reducción brusca de diámetros

- Reducción gradual de diámetros
- Ampliación gradual de diámetros
- Codos de 90º y 45º

La relación de (Q/q) con el resto de las variables independientes puede escribirse para las cuatro opciones, declaradas anteriormente, de la siguiente forma:

$$\frac{Q}{q} = f\left(C_Q, \left(f * \frac{\sum_1^n L_{tuberia}}{d}\right), D_1, D_2, D, K_{medidor,}\ K_{accesorios}\right) \qquad (3)$$

La descripción de cada uno de los nuevos términos, no descritos anteriormente, que componen la función (3), es como sigue:

C_Q: coeficiente de calibración que garantiza en cada instalación el caudal real que se mide con baja incertidumbre

D_1 y D_2: diámetros interiores de los accesorios de reducción o ampliación de diámetros

D: diámetro interior del codo

Por su importancia en esta alternativa y en la tercera se detallará la importancia y trascendencia que tiene el coeficiente de gasto C_Q.

El coeficiente de gasto, o coeficiente de realidad, surge como imperiosa necesidad al ser la segunda y tercera alternativas de flujómetros proporcionales soluciones que no se ajustan a ninguna normativa internacional y que tienen un gran grupo de factores que inciden en la incertidumbre de las mediciones que con ellas se pueden realizar, como son: los materiales, diseño geométrico y vejez de los accesorios de la variante 2, así como el diseño del circuito paralelo y la selección del caudalímetro; o el diseño geométrico, el control de calidad en la construcción de cada elemento, el diseño del circuito paralelo y el posicionamiento de las tomas de presión en el caso de la tercera variante, por solo citar algunos.

El coeficiente C_Q debe ser calibrado para cada instalación siguiendo los pasos normados internacionalmente para la calibración de flujómetros para agua, empleando para esto un laboratorio certificado, o realizando la calibración en el lugar, a partir de un elemento hidrométrico previamente certificado en un laboratorio autorizado para estos fines. En ambos casos los parámetros metrológicos que se obtienen para el instrumento a calibrar difieren, ya que la calibración en un laboratorio certificado con instrumental idóneo para esta labor genera mejores valores para la incertidumbre, linealidad, repetitividad y demás parámetros metrológicos necesarios, para tener la certeza de que se cuenta con todo el respaldo necesario para ser considerado un instrumento de medición.

Tercera alternativa

Esta alternativa debe ser diseñada y construida en su totalidad, ya que no está respaldada por ninguna normativa internacional, por tratarse de una adaptación, no suficientemente estudiada, del principio del Tubo de Pitot. En esta alternativa hay que lograr con el diseño y calibración rigurosa, que, por un circuito paralelo de mucho menor diámetro, circulen caudales suficientemente grandes para poder ser medidos con un caudalímetro, también de pequeño diámetro y que debe ser escogido muy cuidadosamente para cada solución. Por esta razón los factores que pueden incidir en la baja calidad de la medición, o lo que es igual, a una alta incertidumbre de la respuesta que esta alternativa ofrezca, son muchos y muy variados. Algunos de los más influyentes son:

- Diseño geométrico del circuito paralelo, en especial su diámetro y los codos, que deben ser de radio largo
- La calidad de los materiales del circuito paralelo
- El diseño de las boquillas
- El posicionamiento final del circuito paralelo en la tubería principal
- La selección del medidor que va en el circuito paralelo
- El control de calidad riguroso para cada una de las soluciones

La relación de (Q/q) con el resto de las variables independientes puede escribirse para las opciones, declaradas anteriormente, de la siguiente forma:

$$Q = C_Q \left\{ q \left[\frac{D^4}{d^4} \left(f \frac{\sum_{i=1}^{n} l_i}{d} + \sum_{j=1}^{m} K_{accesorios_j} \right) + \frac{g\pi^2 D^2}{8} K_{medidor} \right]^{0.5} + q \right\} \qquad (4)$$

Los términos que componen la ecuación (4) han sido descritos anteriormente.

Es importante insistir que el coeficiente de gasto C_Q tiene un gran peso en estas soluciones en que, por lo aparentemente sencillo de la misma, puede haber una tendencia a emplearse y sin una calibración rigurosa y fundamentada por normativas de reconocido prestigio, puede convertirse en una solución que aporte muchos errores a las mediciones que con ella se realicen.

03 ANÁLISIS DE LAS ALTERNATIVAS

PRIMERA ALTERNATIVA

Para la primera alternativa, figura 2 izquierda, el elemento P que debe crear las pérdidas de carga locales debe ser uno de los normados en las normas ISO (ISO 5167-1, 2003). Las normas ISO se actualizan cada cierto número de años lo que garantiza que los elementos normados son sometidos, sistemáticamente, a un control de sus parámetros de funcionamiento.

Esto garantiza importantes aspectos:

- Ecuación de caudal y coeficiente de gasto (C) con baja incertidumbre cuantificada y garantizada por la norma internacional
- Diseño mecánico explícitamente definido
- Ecuación de pérdidas permanentes en el conducto, por efecto de haber colocado el elemento P, garantizada por la norma internacional

Las variantes de elementos deprimógenos (elementos que producen una caída de presión local) que ofrecen el grupo de normas ISO (ISO 5167-1, 2003) son los siguientes: Placa orificio, figura 4a; Tobera ISA 1932, figura 4b; Toberas de Radio Largo, figura 4c; Tobera Venturi, figura 4d; Venturi, figura 4e; V-Cone, figura 4f; Cuña, figura 4g.

En las cinco primeras variantes la caída de presión local se produce por el estrechamiento forzado del conducto principal. En la variante del V-Cone, figura 4f, se produce por el cono cilíndrico que abarca una gran parte del diámetro interno del conducto, mientras en la variante de la Cuña el estrechamiento no es simétrico con el eje del conducto y se produce por la penetración del elemento en forma de cuña dentro de la tubería.

En todos los casos a mayor estrechamiento de la sección del conducto, mayor velocidad y menor presión, pero también mayor pérdidas de carga permanentes quedan en el fluido.

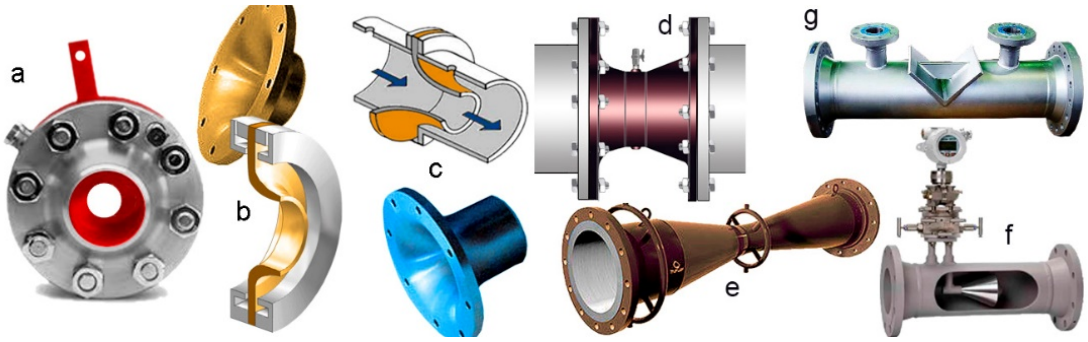

Figura 4. Variantes de deprimógenos de las ISO 5167

Por esta razón el diseño del elemento, después de seleccionada la variante, debe centrarse en valorar el estrechamiento capaz de satisfacer las necesidades de circulación por el circuito paralelo y a la vez producir unas pérdidas de carga permanentes suficientemente pequeñas para que sean asimilables por el sistema de conducción sin afectar la calidad de la entrega.

De cada una se puede resumir que:

- La Placa tiene bajo costo de inversión inicial, es de sencilla construcción, instalación y mantenimiento, pero es la que mayor pérdida de carga permanentes producen ante soluciones similares, figura 5 izquierda;

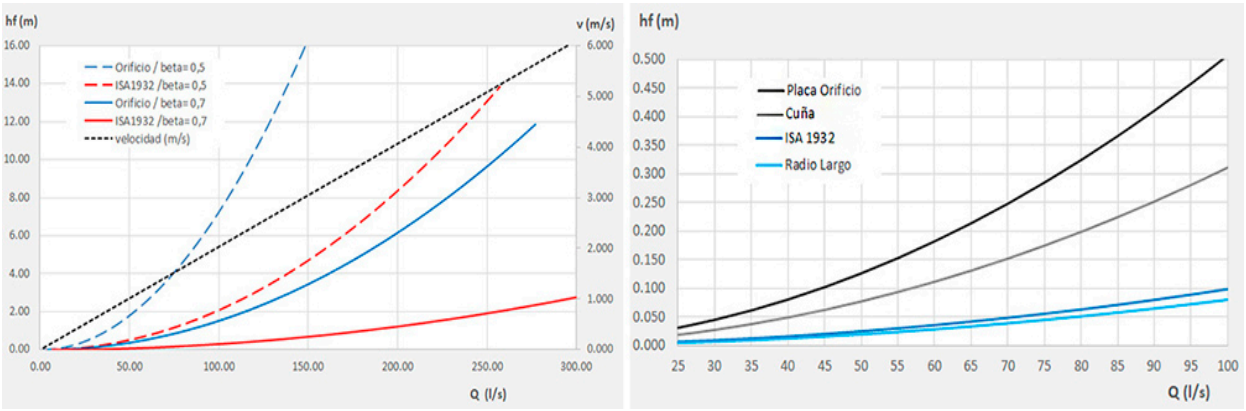

Figura 5. Comparación de las hf_permanentes entre Placa e ISA1932

- Las Toberas ISA1932 y de Radio Largo son de mediana complejidad en su construcción, su costo de construcción es mayor que el de una Placa, mucho más las de Radio Largo que la ISA1932, son de fácil mantenimiento y producen pocas pérdidas de carga permanentes en la conducción que las convierten en soluciones muy factibles para los FP, figura 5
- La Tobera Venturi y el Venturi tradicional, tienen mayor complejidad constructiva, mayores costos, el mantenimiento es algo más complejo que las variantes anteriores y a su favor tienen que las pérdidas de carga permanente en el conducto son las más bajas entre todas las posibles alternativas
- El V-Cone tiene una gran complejidad constructiva, mayores costos, el mantenimiento es más complejo y la forma de la obstrucción hace más compleja la comparación de las pérdidas en relación a las anteriores variantes. Normalmente el V-Cone tampoco se emplean para construir los FP
- Por último, la Cuña, es un hidrómetro de fácil construcción, baja inversión inicial y necesita bajo mantenimiento por su robustez. Las pérdidas de carga permanentes para una misma

solución están comparadas con las que introducen las Placas y las Toberas, figura 5 derecha. Pese a introducir mayores pérdidas permanentes su facilidad constructiva, bajo costo inicial y robustez la hacen factible para emplearlas como deprimógeno en las soluciones de los FP

Esta primera alternativa tiene como gran fortaleza en que el deprimógeno está avalado desde su diseño, hasta su operación por el grupo de normas ISO (ISO 5167-1, 2003).

La incertidumbre no cuantificada de las soluciones que se produzcan se centra en la respuesta del circuito paralelo aun cuando se emplee la ecuación de Darcy-Weisbach y la f de Colebrook-White para el cálculo de las pérdidas por las tuberías, se determinen los coeficientes de los accesorios de acuerdo a los últimos resultados experimentales publicados en revistas o textos de reconocido prestigio y las pérdidas de carga que da el fabricante del caudalímetro que va incorporado respondan a una veracidad a toda prueba.

Lo anterior puede resumirse en que, si se requiere, con esta variante, una solución factible de ser homologada como una solución hidrométrica capaz de responder a las exigencias metrológicas, debe obtenerse la relación caudal-pérdidas de carga en el circuito paralelo. Esto es posible en nuestro país en los laboratorios de la Empresa Aguas de La Habana, que están certificados por el organismo nacional capacitado para estos fines.

SEGUNDA ALTERNATIVA.

Para la segunda alternativa, figura 3 izquierda, el elemento P, que debe crear las pérdidas de carga locales, es un accesorio existente. Como se mencionó anteriormente hay cuantificada ecuaciones para el codo de 90º, la reducción gradual y brusca de diámetros y la ampliación gradual. Pero pudiera emplearse en otros casos siempre que se haga un análisis de la ecuación de la energía que caracteriza la unión accesorio-circuito paralelo.

Esta solución lo único que garantiza es que no habrá pérdida de carga adicionales, ya que la instalación ya posee el accesorio.

No a su favor tiene varias cuestiones, que deben analizarse antes de tomar la decisión de implementar un caudalímetro, o un flujómetro proporcional, con un accesorio existente en el conducto. Entre ellas se pueden citar:

- Al ser instalaciones ya existentes en las conductoras cada una de ellas es un caso particular para analizar y adecuar la solución a los caudales que deben medirse
- En caso de reducciones o ampliaciones de diámetro, los caudales que circulan producen las pérdidas locales, ya que el grado de la reducción o ampliación, está decidida de antemano, sin que medie ningún criterio de pérdida local aportada por el elemento, para hacer que la combinación accesorio-circuito paralelo funcione correctamente para todos los caudales que circulan por el ducto
- En el caso del codo, como macromedidor o como flujómetro proporcional, las pérdidas locales están definidas por el caudal que circula y por el ángulo del codo
- En todos los accesorios tiene una gran influencia la calidad en la construcción del accesorio, el material, el grado de deterioro del interior debido a la vejez del material
- Las distancias para las tomas de presión donde irá colocado el circuito en paralelo, están definidas en todos los casos sin que medie, salvo en el codo, estudios rigurosos que avalen el comportamiento de los vectores velocidad al atravesar el accesorio

Al igual que la primera variante, el circuito en paralelo debe ser sometido a una evaluación de laboratorio para conocer su verdadera respuesta, pero al existir una gran incertidumbre para cada accesorio en particular, por los argumentos antes expuestos, la mejor solución es realizar una calibración en el lugar.

Para realizar la calibración “in situ” hay que tener en cuenta un grupo de cuestiones entre las que se encuentran las siguientes:

- Contar con un instrumento, calibrado en un laboratorio y certificado recientemente (caudalímetro patrón), que cuantifique un intervalo de caudales igual o mayor, que los que se pretende para lograr la calibración, y que tenga una incertidumbre en las mediciones, al menos, dos veces menor que la que se pretende lograr en la calibración del FP
- Seguir los pasos de una metodología oficialmente reconocida, de alcance nacional y mejor aún internacional, que guie los pasos a dar, haciendo énfasis en el cumplimiento del número de lectura para cada caudal, el número mínimo de caudales a medir y el posprocesamiento estadístico de la información recolectada
- Asegurar que la tubería que está antes y después del accesorio donde se va a instalar el FP tenga las longitudes necesarias y las condiciones para colocar el caudalímetro patrón sin que existan interferencias que dificulten la calibración
- Garantizar, y esto es muy importante, que los caudales que circulen durante el largo tiempo que dura la calibración, sean permanentes y que se cubra desde 0,90 veces el caudal mínimo hasta 1,10 veces el caudal máximo deseado medir con el FP y al menos 5 caudales intermedios

TERCERA ALTERNATIVA

La tercera alternativa, figura 3 derecha, es la que se basa en emplear el principio del tubo de Pitot, con la variante empleada por los diseñadores del pitómetro Cole, para la construcción de un FP. En principio la alternativa es válida, pero debe ser diseñada en su totalidad y evaluada rigurosamente para obtener de ella los resultados esperados.

En esta alternativa ningún elemento es típico, ya que lo que se aplica es el principio sustentado por Henry Pitot cuando diseñó, construyó y empleó su medidor de velocidad. En la solución no hay elemento insertado en la tubería principal y todo se reduce al diseño del circuito paralelo, que esta vez se introduce en la tubería principal, penetrando la misma con una tubería en ángulo recto cuyos terminales son boquillas, hidrodinámicamente diseñadas y construidas para captar, la frontal, la presión dinámica más la presión estática del flujo por el conducto y la trasera (aguas debajo de la frontal) que mide una presión algo menor que la presión estática. Mediante la diferencia entre estas dos presiones por el circuito paralelo circulará un cierto caudal q, que será medido por el instrumento que se coloque, figura 6.

La fortaleza de esta solución está en su relativa mayor simpleza constructiva y las menores pérdidas permanentes de carga que produce comparada con la primera variante. Para ejemplificar esto se agrega la figura 7, donde aparecen las pérdidas de carga permanente para dos relaciones de estrechamiento de la tobera ISA1932 y la información obtenida en la calibración de laboratorio de un pitómetro proporcional para el diámetro interno de ducto principal de 159,9 mm, circuito paralelo de 15 mm de diámetro e igual caudalímetro secundario.

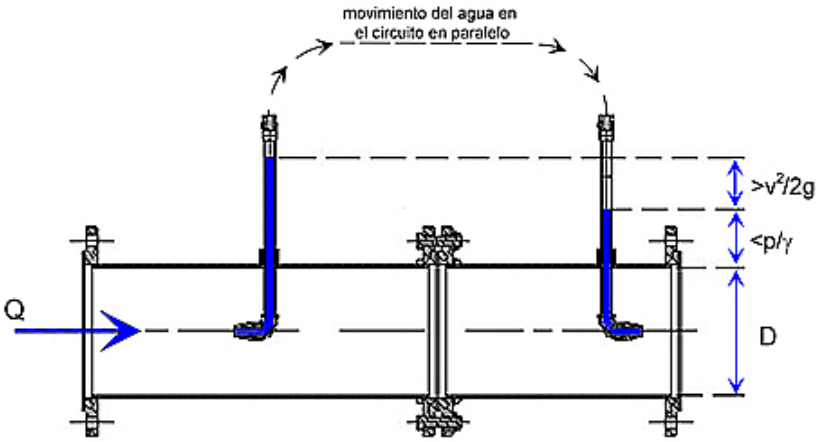

Figura 6. Esquema de las tomas de presión de un FP construido sobre la base del Pitot Cole

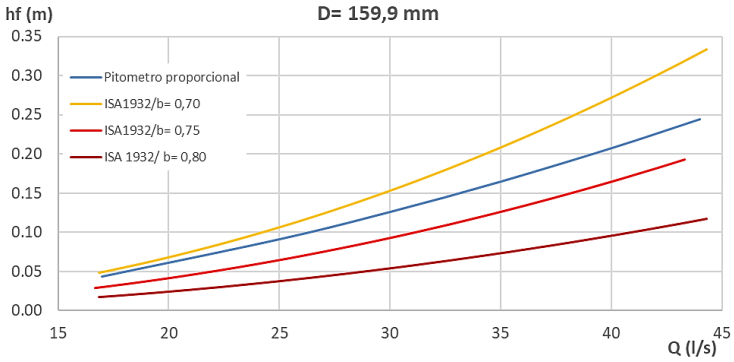

Figura 7. Comparación en entre las pérdidas permanentes de tres soluciones

El resultado anterior ratifica la relativa poca pérdida de presión permanente que la solución con pitómetro introduce en el conducto, aun así, hay soluciones mejores como las aportada por la ISA1932 con reducciones de β= 0,75 y β= 0,80. Con la ventaja que estas soluciones con deprimógenos, tienen una mayor sensibilidad para los caudales menores, que son los mayores responsables de los volúmenes de agua no cuantificados.

En su contra tiene algunas debilidades, que deben ser superadas satisfactoriamente para que el resultado pueda ser implementado como una solución para la hidrometría, algunas de ellas son las siguientes:

- De preferencia la solución debe ser calibrada en un laboratorio certificado, para cada combinación de diámetro de tubería principal, circuito paralelo y posicionamiento de las boquillas que se diseñe;
- Puede ser calibrada en el lugar, atendiendo a las especificaciones realizadas anteriormente, para estos casos, en la segunda alternativa de FP;
- Por la relativa baja diferencia de presión que se obtiene entre la boquilla de entrada (aguas arriba) y la de salida (aguas abajo) se deben tomar medidas adicionales en la construcción del circuito paralelo, empleando codos de gran radio, empleando boquillas hidrodinámicamente bien diseñadas y caudalímetros que tengan bajas pérdidas de carga, para no recargar el circuito paralelo de altas pérdidas de carga que limiten la circulación.

Para ejemplificar las dos primeras plecas anteriores debe señalarse que, según el estudio realizado en el laboratorio del Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH), de la Universidad Tecnológica de La

Habana, por Corvea y León (2010) el coeficiente de gasto (C_Q) de la ecuación (4) da valores medios que oscilan entre 0,62 (máximo 0,63 y mínimo 0,60) y 0,72 (máximo 0,73 y mínimo 0,70), para conductos de diámetros internos 159,9 mm y 210,0 mm respectivamente, con circuitos paralelos de 15 mm de diámetro interior. La velocidad media en la etapa de calibración alcanzó un máximo de 2,24 m/s. El bajo valor del coeficiente de gasto justifica con creces la necesidad de calibración rigurosa de esta solución.

Un análisis, empleando los modelos hidrodinámicos computacionales de flujo (CFD), aparecen en las siguientes imágenes como complemento a lo planteado en la tercera pleca anterior.

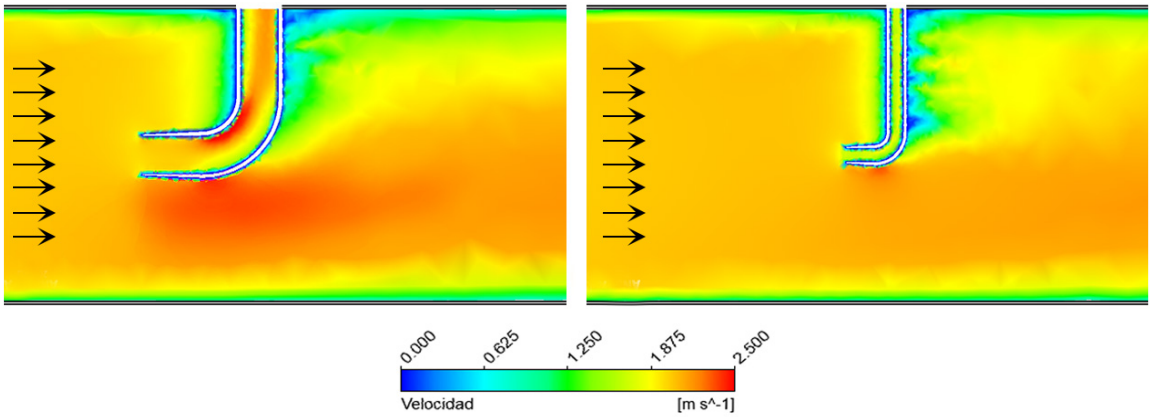

Figura 8. Un análisis con CFD comparando la distribución de velocidades entre dos variantes de relación D/d igual a: 7,5 (superior) y 20 (inferior).

La figura 8 muestra la influencia del diámetro de la tubería del circuito paralelo en la distribución de velocidades con diámetros iguales para el circuito principal, diferentes diámetros para el circuito paralelo y una misma velocidad media igual a 2,0 m/s. Queda gráficamente expuesto la influencia negativa de emplear grandes diámetros para el circuito paralelo por la gran distorsión que causa en el patrón de velocidades de la sección, repercutiendo esto en las pérdidas de carga permanentes que se introducen en el sistema.

Por su parte un análisis vectorial, realizado con CFD, muestra en la figura 9 las tres diferentes condiciones de entrada que más se emplean en estos flujómetros. La velocidad media es 2,0 m/s y la relación de diámetros es 7,5 con el objetivo de evidenciar más lo que se plantea. Es evidente en las imágenes que para una misma condición de salida en los tres casos la boquilla cónica es la que más flujo deja pasar por el circuito paralelo y en el otro extremo la boquilla con la salida solamente con el codo es por la que menor caudal circula.

De interés, es el análisis del posible intervalo de presiones diferenciales que pudieran producirse entre la entrada y salida de un circuito paralelo bien diseñado. Este diferencial de presiones ($\Delta p_{a\to b}$, figura 3 derecha) depende de la carga a velocidad y del grado de vacío que se produzca en el punto *b*.

De acuerdo a la experiencia en el CIH, este vacío rebaja la presión estática entre un 3% y un 10% en dependencia del valor de la velocidad. Suponiendo un 10%, que es estar del lado inseguro para muchas de las velocidades que se producen, el diferencial de presión entre los puntos *a* y *b* estaría oscilando entre 0,014 m y 0,350 m de columna de agua para velocidades entre 0,5 m/s y 2,5 m/s.

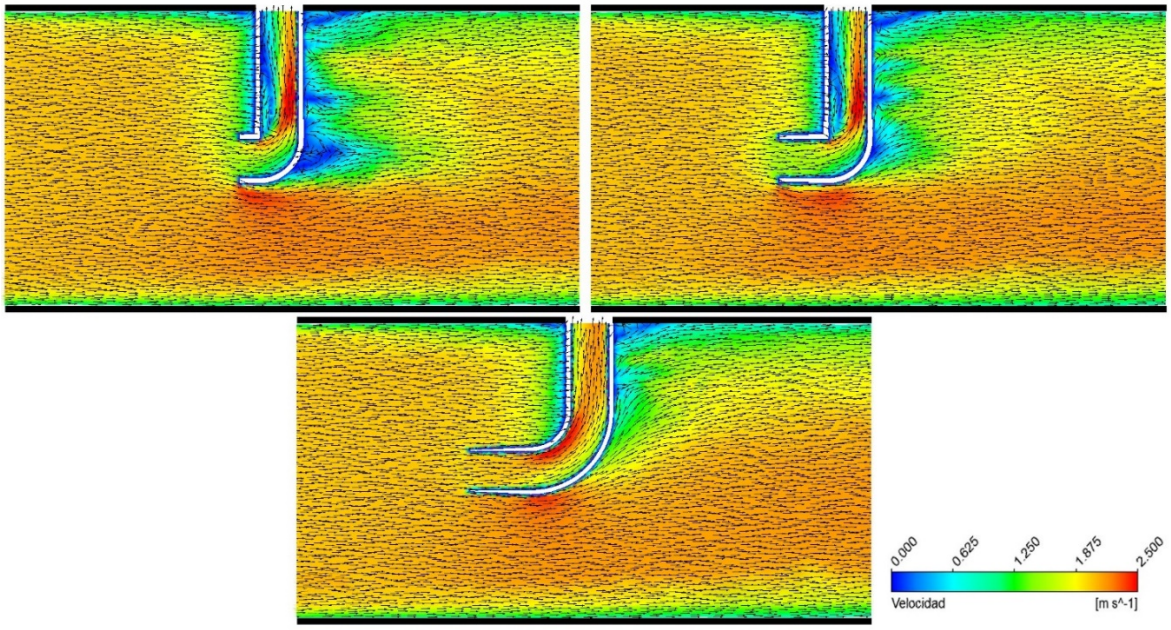

Figura 9. Efecto de las condiciones de entrada

Con este diferencial de presión se debe vencer la resistencia del circuito en paralelo incluyendo la que suma el medidor que en él se coloque para realizar las lecturas del caudal (q). Esto solo permite que el caudalímetro del circuito paralelo para relaciones de ($d/D = 20$) trabaje entre un 10 y un 33% del caudal nominal del medidor si tiene una $R\approx 40$ y entre un 2 y un 35% si la $R\approx 160$. Esto reafirma de nuevo la necesidad de emplear caudalímetros con valores de R iguales o mayores de 200, para asegurar la medición de muchos volúmenes que pueden pasar por el conducto principal cuantificándose con grandes errores, o lo que es lo mismo con subcontaje.

De igual forma, si se emplea un caudalímetro en el circuito paralelo de mayor diámetro, por ejemplo, relaciones de ($d/D = 7{,}5$), con una $R\approx 40$, entonces se trabaja en un estrecho margen que va desde aproximadamente el 10% hasta el 16% del caudal nominal. Este es un elemento adicional para evitar el empleo de diámetros relativamente grandes en el circuito paralelo.

04 AUTOMATIZACIÓN DE LA MEDICIÓN DE LOS FP

La introducción de la automatización en los sistemas hidráulicos es la vía para mejorar tanto la eficiencia como la calidad del servicio que se brinda. Aun considerando los FP una solución de bajo costo para la medición de volumen y caudal, no debe renunciarse a que el mismo pueda insertarse en un sistema con determinado nivel de automatización o donde al menos la monitorización de la magnitud medida pueda realizarse mediante registradores de datos. Medir de forma automatizada impone que el medidor secundario tenga una salida que pueda ser convertida en una señal eléctrica o que esa señal eléctrica esté disponible directamente.

De forma general se usan como elemento secundario contadores (domésticos o no) de menor precio o caudalímetros industriales que generan un costo mayor a la aplicación. En ambos tipos de elemento secundario es muy común el empleo de señales de pulsos eléctricos donde cada pulso tiene una equivalencia en volumen.

Contar esos pulsos es equivalente a acumular el volumen que pasa por el medidor y si se cuentan los pulsos en un intervalo de tiempo con un microprocesador se puede saber el caudal promedio para

ese intervalo. En muchas aplicaciones la necesidad de conocer el caudal cuando se tiene un contador volumétrico justifica la automatización de la medición. A continuación, se explican los diferentes aspectos a considerar en la automatización de la medición cuando se emplean FP.

LA SEÑAL ELÉCTRICA EN LOS CAUDALÍMETROS INDUSTRIALES

Los caudalímetros industriales más usados como elemento de medición secundario, son los de principio físico electromagnético y los ultrasónicos por tiempo de tránsito. Ambos dispositivos tienen precios altos comparados con los contadores para su mismo diámetro, sin embargo, en determinadas aplicaciones puede justificarse su empleo como elemento secundario pues el precio total de la variante proporcional puede ser mucho menor si se compara con el uso de un caudalímetro de paso total.

En los caudalímetros electromagnéticos, por su principio físico, la señal de salida eléctrica natural es una señal de voltaje en diferentes rangos después que es amplificada, sin embargo, es común la disponibilidad de señales de corriente generadas mediante conversores internos. Mediante el uso de microprocesadores, algo muy común en la actualidad en los equipos de medición, pueden generarse protocolos digitales de uso industrial o incluso es común que generen una señal de pulsos sintética simulando el comportamiento de un contador.

Los caudalímetros ultrasónicos, por su principio físico, que no trataremos en este trabajo, es imprescindible que tengan un microprocesador. Esto le da una gran versatilidad en las señales eléctricas que proporcionan, pues todas son sintetizadas a partir del procesamiento digital de la señal primaria. Son comunes las señales analógicas de voltaje o corriente, los protocolos digitales y buses de campo y las señales de pulsos que simulan un contador.

Cualquiera de las señales eléctricas aquí mencionadas puede ser conectadas a un autómata programable o cualquier otro dispositivo inteligente específico e implementar la automatización de la medición. Los dispositivos que pueden implementar la automatización de la medición se explicarán más adelante.

LA SEÑAL ELÉCTRICA EN LOS CONTADORES

Los contadores más utilizados son los mecánicos, con sus diferentes tipos, donde tienen en común la presencia de partes móviles y los ultrasónicos. En el caso de los contadores ultrasónicos su señal eléctrica es similar a los industriales explicados anteriormente y tienen muchas variantes para ser conectados a los dispositivos que implementan la automatización. En el caso de los mecánicos la señal de salida que utilizan para interconectarse con un sistema de automatización de la medición es la salida de pulsos con una equivalencia de volumen determinada para cada pulso. Existen tres tipos de contadores mecánicos teniendo en cuenta su señal de salida de pulsos:

- Los que no están preparados para tener señal de pulsos
- Los que están pre equipados para tener señales de pulsos
- Los que tienen embutida la señal de pulsos totalmente

En el primer caso se encuentran los contadores que se comercializan para ser leídos de forma manual a través de su esfera acumuladora. No es imposible obtener una señal de pulsos de ellos, pero habría que detectar el movimiento de alguna de sus partes móviles usando algún método magnético, inductivo u óptico y realizar posteriormente una calibración.

En el segundo caso, los fabricantes concibieron la generación de la señal de pulsos dividiéndola en dos. Una parte asociada al movimiento de alguna parte móvil del contador y otra en otro dispositivo

que se debe colocar en una posición específica del contador para que se complete el sistema y se genere la señal de pulsos. Esta variante tiene la ventaja que el cliente puede comprar solamente el contador a un precio más bajo que si tuviera la señal de pulsos ya disponible y en otra etapa comprar la segunda parte del sistema para obtener la señal de pulsos.

También los fabricantes suministran diferentes módulos que al acoplarse a la parte pre equipada permiten diferentes prestaciones como comunicación por la red celular, usando redes de bajo consumo de potencia o conectarse a sistemas AMR (Lectura automática de contadores, por sus siglas en inglés). Un inconveniente de esta opción es que el cliente tiene que comprar el complemento al mismo fabricante del contador.

Por último, se encuentran los contadores que tienen la salida de pulsos, lista para conectarse a un dispositivo inteligente y no es posible comprarla por etapas. La versatilidad depende de las prestaciones del dispositivo inteligente que se utilice y la solución final generalmente tiene un precio mayor que con los pre equipados.

GENERACIÓN DE LA SEÑAL DE PULSOS

La generación de los pulsos puede hacerse usando varios métodos. Uno de ellos es el sintético y se mencionó anteriormente pues se utiliza en los caudalímetros industriales y los contadores ultrasónicos. El método sintético no se utiliza en los contadores mecánicos pues sería muy costoso de implementar al necesitar de un microprocesador y un circuito de procesamiento de la señal para sintetizar los pulsos. Como los contadores mecánicos tienen partes móviles se utiliza esta característica para generar una señal de pulsos de forma más barata.

Los principales métodos usados en contadores mecánicos para generar los pulsos son: óptico, efecto Hall, interruptores de accionamiento magnético, inductivos.

Aunque en la mayoría de las aplicaciones al usuario no le interesa cómo se genera la señal de pulsos en el caso del diseño de los caudalímetros proporcionales si es importante debido a que se está usando un contador en una aplicación para la cual no fue diseñado. A continuación se relacionan las principales características de cada uno de los métodos que pueden incidir en la selección del contador con salida de pulsos.

En el método óptico se genera una señal de pulsos a partir de un emisor y un receptor de luz. El paso de un elemento móvil provoca que la luz llegue o no al receptor generándose una señal de pulsos. Este método no es de bajo consumo de potencia y necesitan de alimentación intrínseca, o sea el contador necesita tener una fuente de energía que puede ser una batería, pero al no ser de bajo consumo la batería es cara. Se usan generalmente cuando existe una fuente de alimentación externa disponible conectada a la red comercial.

El método de efecto Hall es un método magnético que también necesita de alimentación intrínseca. Consume menos que el método óptico, aunque en aplicaciones donde es crítico el consumo de potencia puede ser una limitante. Tiene un tiempo de respuesta superior al método óptico y al método basado en interruptores de accionamiento magnético.

Un interruptor de accionamiento magnético es un dispositivo que se abre o se cierra en función de la presencia o ausencia de un campo magnético que lo acciona. Este campo magnético puede ser generado por un imán que gira asociado a una de las partes móviles del contador. De esta forma se puede generar una señal de pulsos si se conecta adecuadamente en los terminales del interruptor una resistencia y una fuente de voltaje. Su principal ventaja es que no necesita alimentación intrínseca y funciona con bajo consumo de potencia. Por estar basado en un contacto mecánico que

se abre y se cierra tiene el menor tiempo de respuesta de todos los métodos. No debe usarse en contadores que por su aplicación generen una señal de pulsos con una frecuencia mayor que 1 Hz. Otra desventaja es que generan rebote en su accionamiento, o sea para un solo accionamiento se abre y cierra varias veces lo cual, aunque tiene solución, debe tenerse en cuenta.

Por último, el método inductivo es uno de los más usados en los contadores por su buena relación entre su desempeño y el costo. En este método un circuito electrónico asociado a varias bobinas detecta el paso de un cuerpo metálico que se asocia a una de las partes móviles del contador. De esta forma:

- Se genera una señal de pulsos proporcional al volumen que pasa por el contador;
- Se tiene una mayor frecuencia de conmutación que los interruptores magnéticos pudiendo llegar a los 10 Hz;
- Al no estar basado en un interruptor mecánico no crea rebote permite determinar flujo inverso si se utilizan tres bobinas;
- Es menos sensible a campos magnéticos externos lo que lo hace menos susceptible a fraudes mediante el uso de imanes y a las interferencias electromagnéticas.
- Aunque necesitan de alimentación intrínseca es un método de bajo consumo de potencia por lo que se suministran con baterías donde el fabricante garantiza su funcionamiento por 5 o 10 años.

Otro aspecto a tener en cuenta en la generación de la señal de pulsos es el tipo de contacto. Este puede ser libre de potencial, también denominado “seco”, donde se comporta eléctricamente como un interruptor o puede ser “húmedo” donde necesitan o tienen alimentación intrínseca. Este aspecto del tipo de contacto incide en la interconexión con el dispositivo inteligente y debe tenerse \en cuenta la compatibilidad entre este y el contador.

DISPOSITIVOS INTELIGENTES QUE IMPLEMENTAN LA AUTOMATIZACIÓN

Existen varios niveles de automatización de la medición que pueden implementarse en los caudalímetros proporcionales en función de la aplicación y de los recursos financieros que se disponga.

Un caudalímetro proporcional con un elemento secundario formado por un contador mecánico y esfera de visualización no tiene ningún nivel de automatización. Con esta solución se puede visualizar el volumen por un operador a intervalos que se decida y procesar el volumen que ha pasado en ese intervalo de tiempo. No hay más información disponible.

Si el elemento secundario fuera un caudalímetro industrial o un ultrasónico con pantalla de visualización en el lugar, generalmente visualizan además del volumen el caudal instantáneo. Esto es una ventaja respecto al primer caso, pero la medición se sigue haciendo manual.

Un primer nivel de automatización de la medición sería la utilización de registradores de datos asociados a la salida del elemento secundario. Entre las prestaciones que se pueden implementar con esta solución, gracias a que tienen un microprocesador como núcleo del equipo, se encuentra la programación de la ecuación que relaciona el elemento secundario con el primario y la determinación de caudal promedio para intervalos de tiempo pequeños si el elemento secundario fuera un caudalímetro mecánico. Si el registrador tiene asociado una pantalla de visualización se puede visualizar el caudal, además del volumen.

Otra ventaja es que el registro de los datos en el intervalo que se programe se hace independiente de la acción humana. Es verdad que no se sabe lo que está pasando más allá de la información disponible en la pantalla, pero puede saberse "lo que pasó" con mayor detalles e intervalos de tiempo menores en función de la aplicación. Esto permite hacer análisis, modelación, generación de históricos, inventarios, etc., entre otras facilidades que pueden integrarse en un programa de posprocesamiento de los datos.

Un segundo nivel de automatización es cuando el elemento inteligente al que se conecta la señal eléctrica tiene capacidad para la transmisión de datos de forma inalámbrica. Esta transmisión puede ser implementada usando la red celular, usando una red propia de bajo consumo como LoRa, SigFox y otros similares, o usando la red de comunicaciones del sistema de telecontrol si este fuera implementado usando frecuencias de uso exclusivo. La transmisión del dato a una sala de despacho permite la toma de decisiones en tiempo real lo que se suma a las prestaciones que ya tenía la automatización basada en registradores de datos. Estos niveles de automatización no son excluyentes. La transmisión de datos en tiempo real puede ser implementada y mantener el registro local como respaldo a fallas en el canal de comunicación y mantener también el registro con intervención humana mediante la lectura periódica del volumen o el caudal.

Existen equipos comerciales que permiten la automatización de la medición de contadores mecánicos o caudalímetros industriales. Muchos de ellos fueron desarrollados para aplicaciones de lectura de contadores domésticos u otras aplicaciones y su uso en caudalímetros proporcionales puede imponer restricciones. Por ejemplo, existen contadores con transmisión de datos hacia un puesto central con precios del orden de los 100 euros para diámetros de 20 mm, sin embargo, transmiten el dato una vez al mes y en determinados modelos una vez al día.

Esa limitación sería incompatible con un FP donde se necesite una monitorización con un intervalo menor. Otros dispositivos más versátiles que pudieran ser adaptados a la utilización en caudalímetros proporcionales tienen precios muy altos en el mercado actual lo cual encarece la solución final.

En el Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH) se han desarrollado dispositivos inteligentes adaptados a los caudalímetros proporcionales e implementan tanto el registro aislados como la transmisión de datos a un puesto central con precios muy inferiores a los disponibles en el mercado internacional.

Hay soluciones disponibles en internet que deben ser evaluadas muy cuidadosamente antes de ser implementadas en sistemas hidráulicos reales. Muchas de ellas usan caudalímetros de muy bajas prestaciones y aunque tienen todos los elementos electrónicos para la transmisión de datos, la calidad de la medición de forma general es muy deficiente.

En la selección del dispositivo inteligente que implementa la automatización de la medición deben considerarse varios aspectos que pueden afectar la medición. Uno de ellos es la máxima frecuencia de pulsos que se genera cuando está pasando el caudal máximo de la aplicación. Si esta frecuencia es superior a la que soporta el método de generación de la señal de pulsos, existirá un subcontaje y un error en la medición para caudales altos.

En la figura 10 se muestra, para un caso de estudio, cómo se incrementa el error para caudales bajos. En la curva inferior (azul), el intervalo de tiempo para calcular el caudal es de 5 minutos y en la superior (naranja) es de 10 minutos. En función de la aplicación y de los caudales que se deseen medir, debe tenerse en cuenta este aspecto en la selección del intervalo de tiempo en la que se calcula el caudal promedio a partir del volumen.

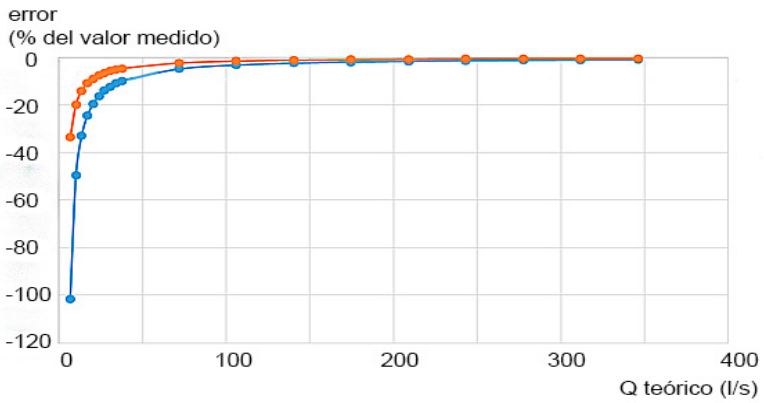

Figura 10. Error para caudales bajos debido a la pérdida de pulsos

Otro aspecto que en este caso degrada la calidad de la medición en los caudales mínimos es el efecto de la discretización del volumen en pulsos y la pérdida de uno o dos pulsos en los sistemas de lectura. Cuando los caudales son pequeños, el peso relativo de perder uno o dos pulsos es mayor. Esto se puede disminuir aumentando el intervalo de medición de tiempo o seleccionando un contador que dé una mayor cantidad de pulsos por unidad de volumen.

05 CONCLUSIONES

Se ha expuesto en el documento las principales características y alternativas que se presentan al decidir emprender el diseño de un flujómetro proporcional como alternativa económica de la medición de caudales en tuberías de mediano y gran diámetro.

Queda explícitamente expuesto la necesidad de calibrar, al menos, el circuito paralelo en las soluciones basados en deprimógenos normados por la ISO 5167 y de calibrar todo el conjunto en los casos en que se emplee la variante de usar un accesorio existente en el conducto o la variante empleando el principio del Tubo de Pitot para construir el flujómetro proporcional, siendo esta última la que mayores complejidades de diseño presenta.

Sea una u otra variante, los flujómetros proporcionales basados en deprimógenos normalizados, en accesorios existentes o aplicando el principio del Tubo de Pitot, se convierten en una solución actual, ante la imposibilidad de adquirir tecnología desarrollada industrialmente y de igual forma, abren un conjunto de posibilidades para el futuro cercano, en cuanto a su normalización nacional, construcción, calibración y automatización de la medición con tecnología y saber nacional que pueden llevar a que constituyan una solución factible de ser empleada en la red hidrométrica cubana.

06 REFERENCIAS

Cavalcanti Coelho A. y Pinho J. H. (1979). “Macromedicao – Medidor de derivacao – Uma práctica solucao para ós sistemas de abastecimento de medio e pequeno porte”. Revista DAE No. 122, 1979. Sao Paulo. Brasil. edicao_122_n_1226.pdf. Recuperado en 28 de julio de 2022, de http://revistadae.com.br/artigos/artigo.

Corvea Cruz N. y León Méndez A. J. (2010). "Desarrollo y aplicación del Pitot Proporcional". Tesis de grado de Master en Ciencias Técnicas, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae), La Habana, Cuba.

Fuentes Barrera G. A. y Guerrero Erazo J. (2009). "La macromedición de agua de tipo proporcional como una herramienta para la gestión integral del recurso hídrico". Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia, 32(2), 135-142 ,e-ISSN: 2477-9377. Recuperado en 30 de julio de 2022, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702009000200006&lng=es&tlng=es.

González Díaz V. y León Méndez A. J. (2010). "Desarrollo y aplicación de Flujómetros Proporcionales". Tesis de grado de Master en Ciencias Técnicas, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae), La Habana, Cuba.

ISO 5167-1 (2003). "Measurement of fluid flow by means of pressure differential devices inserted in circular cross-section conduits running full — Part 1 (2003) to 6 (2019)". International Organization for Standardization, Geneva 20, Switzerland.

Saenz R. (1982). "Importancia de la macromedición". CEPIS. Jul. 1982. Recuperado en 30 de julio de 2022, de http://168.234.106.70/library/images/8/82/FODECYT_2011.38.pdf.

Streeter V. L., Wylie E. B. y Bedford K. W. (2000). "Mecánica de los Fluidos". Novena edición, traducida al español por Juan V. Saladrigas V. y revisada por Germán R. Santos G. para MacGraw-Hill Interamericana S.A. Santafé de Bogotá, Colombia. ISBN: 958-600-987-4.

CONFLICTOS DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Alcides J. León Méndez https://orcid.org/0000- 0002-5072-6438

Realizó contribuciones en el diseño de la investigación, desarrollo de la investigación, redacción del documento y análisis y discusión de los resultados.

Jorge Ramírez Beltrán https://orcid.org/0000-0002-4125-2656

Realizó contribuciones en el diseño de la investigación, desarrollo de la investigación, redacción del documento y análisis y discusión de los resultados.

Edgar Stefano https://orcid.org/0000-0001-8548-2149

Realizó las modelaciones del CFD y contribuyó al análisis y discusión de los resultados.