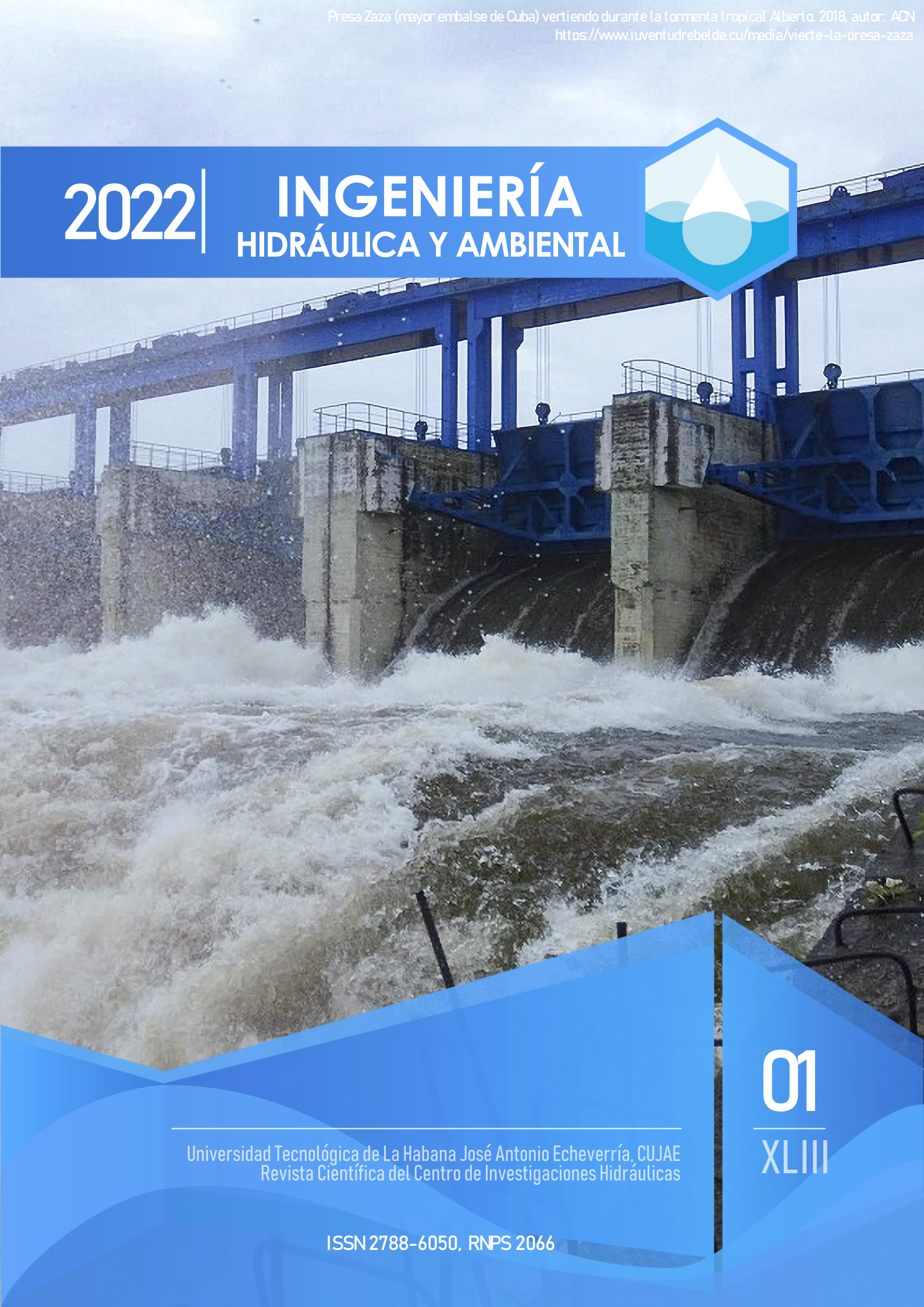


Presa Zaza (mayor embalse de Cuba) vertiendo durante la tormenta tropical Alberto, 2018, autor: ACN
https://www.juventudrebelde.cu/media/vierte-la-presa-zaza

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

01
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. 01 (Ene-Mar 2022)
ISSN 2788-6050, RNPS 2066

01	Axel Hidalgo Mayo Ida Mitrani Arenal	Período de retorno de las inundaciones costeras en el archipiélago cubano	3 11
02	Yuletsis Díaz Rodríguez Leonardo Mendiola Lau Aimeé González Suárez Yamila Navarro Sosa Silvia Acosta Díaz Claudia Chao Reyes	Biofiltración de efluentes líquidos de la industria petrolera con materiales naturales	12 24
03	Juan Eduardo León Ruiz Vicente Javier Parra León Juan Sebastián Silva Orozco Robinson Fabricio Peña Murillo Daniel Arturo Román Robalino	Requerimientos hídricos para el cultivo de fréjol variedad Calima en Riobamba, Ecuador	25 37
04	Yuletsis Díaz Rodríguez Silvia Acosta Díaz Miquel Díaz Díaz Lester Rivas Trasancos Carlos C. Cañete Roberto Romero Silva	Evaluación de la toxicidad y biodegradabilidad de un fluido base agua para su disposición final	38 47
05	Eduardo O. Planos Gutiérrez	Aproximación a los recursos hídricos potenciales en Cuba al 2030	48 62
06	Noel Caridad Bruguera Amarán José Antonio Díaz Duque José Ricardo Álvarez Santander Rebeca Hernández Díaz Robert Ramirez Hernández Damaris Gallardo Martínez	Impacto de los pasivos ambientales en la red hidrográfica de la región minera de Santa Lucía, Minas de Matahambre, Cuba.	63 78
07	Sara Fernández Cruz Sucel González Rivero	Indicadores para la gestión de impactos ambientales en la etapa de explotación de las presas	79 91
08	Miguel Eduardo Medina Padilla María Alejandra Pérez Montilla	Demanda de agua urbana: acueducto Metropolitano de Mérida. Algunas reflexiones sobre el valor de la demanda	92 103

Período de retorno de las inundaciones costeras en el archipiélago cubano

Axel Hidalgo Mayo E-MAIL: axel.hidalgom@gmail.com
Investigador Auxiliar Centro Meteorológico Provincial de Holguín, Instituto de Meteorología
Ida Mitrani Arenal E-MAIL: ida.mitrani@insmet.cu
Investigadora Titular Centro de Física de la Atmósfera, Instituto de Meteorología

RESUMEN

En el presente artículo se calculó el período de retorno de las inundaciones costeras para cada uno de los asentamientos costeros que reportan estos eventos extremos en el archipiélago cubano, tomando como base el período 1901-2020. Se utilizó la cronología y clasificación de las inundaciones costeras para cada provincia, así como la distribución de Poisson y el test de bondad de ajuste χ2. Se concluye que la distribución de Poisson resultó idónea en todos los casos para el nivel de significación del 5%; mientras que el mayor peligro lo presentan La Habana, Baracoa y los asentamientos del golfo de Batabanó, en los cuales se espera la ocurrencia de un evento de inundación al menos una vez cada tres a cinco años.

PALABRAS CLAVES: cambio climático, inundaciones costeras, períodos de retorno

Return period of coastal flooding in Cuban archipelago

ABSTRACT

In this paper was calculated the return period of coastal floods for each of the coastal settlements that report this extreme event in the Cuban archipelago, based on the period 1901-2020. The chronology and classification of coastal floods for each province was used, as well as the Poisson distribution and the χ2 goodness of fit test. It is concluded that the Poisson distribution was suitable in all cases for the significance level of 5%; while the greatest hazard is presented by Havana, Baracoa and the settlements of the Gulf of Batabanó in which the occurrence of a flood event is expected at least once every three to five years.

KEYWORDS: climate change, coastal flooding, return period

CITMA CERTIFICADO
Mayo 2021-RECIBIDO APROBADO Enero 2022
Esta obra está bajo una licencia internacional creative commons attribution-noncommercial 4.0
SciELO

01 INTRODUCCIÓN

El factor fundamental que determina la ocurrencia de las inundaciones costeras es la sobreelevación del nivel medio del mar, resultado del sistema meteorológico que la genera y su movimiento respecto a la línea costera, así como las características físico-geográficas del área afectada (batimetría y pendiente terrestre). En la naturaleza se identifican tres formas de sobreelevación del nivel del mar por causas meteorológicas: surgencia ciclónica, rompiente de oleaje y arrastre del viento. Estos tres tipos de sobreelevación nunca aparecen aislados pudiéndose combinar los tres a la vez, solo que predominará uno u otro en dependencia de las fuerzas actuantes y las condiciones locales de la zona de estudio (Mitrani et al. 2017).

En los últimos años la frecuencia de los huracanes y los eventos extremos asociados a los mismos, particularmente las inundaciones costeras, se han incrementado sobre el archipiélago cubano, tanto en frecuencia como en intensidad (Ballester et al. 2010, Mitrani et al. 2017). Es de destacar que en Cuba, desde 2005 se han producido inundaciones costeras fuertes a lo largo y ancho de todo el país, las cuales han llegado a ser las más intensas de los registros en varias provincias: Dennis (2005) Granma; Wilma (2005) Malecón Habanero; Gustav (2008), Isla de la Juventud; Ike (2008), Sandy (2012) y Matthew (2016) costa norte y sur de la región oriental; e Irma (2017) costa norte de Ciego de Ávila, Villa Clara y Matanzas (Hidalgo et al. 2017).

En Cuba el estudio relacionado con el peligro de las inundaciones costeras estuvo centrado durante mucho tiempo en la zona del Malecón Habanero, los asentamientos del golfo de Batabanó y la ciudad de Baracoa, siendo el trabajo de (Moreno 1998) un compendio de los principales avances en este campo de las ciencias meteorológicas hasta los años 90 del siglo XX. Posteriormente comenzaron a estudiarse otras regiones del país, tales como la ciudad de Gibara (Hidalgo y Mitrani 2012), hasta que a raíz de los resultados obtenidos en (Hidalgo et al. 2017) se sentaron las bases para realizar análisis espaciales de este evento meteorológico extremo a lo largo y ancho del archipiélago cubano.

La Organización Meteorológica Mundial (OMM) en (WMO 2018), exhorta a sus miembros a establecer comparaciones, tanto espaciales como temporales, entre las características de las distribuciones de frecuencias de los datos y fenómenos climatológicos con el fin de lograr una mejor interpretación de los mismos. A partir de todo lo planteado con anterioridad, la presente investigación tiene como fin determinar la probabilidad de ocurrencia de los eventos de inundación costera, así como analizar su distribución espacial en los diferentes tramos costeros del archipiélago cubano.

02 CRONOLOGÍA Y CLASIFICACIÓN DE LAS INUNDACIONES COSTERAS EN CUBA

En el archipiélago cubano, la sobreelevación del nivel del mar capaz de producir inundaciones costeras por penetraciones del mar depende del sistema meteorológico que las genera y su movimiento respecto a la línea de la costa, así como a las características físico- geográficas del área afectada. En sentido general, la frecuencia y magnitud de estos eventos está modulada por la variabilidad interanual y multianual que presentan los sistemas meteorológicos que los generan: ciclones tropicales para todos los tramos costeros cubanos, frentes fríos (costa norte de las regiones occidental y central), eventos “Sures” (golfo de Batabanó) y la combinación de las altas presiones migratorias con las bajas extratropicales (costa norte de la región oriental), fundamentalmente, en presencia del evento El Niño- Oscilación del Sur (ENOS) (Hidalgo et al. 2017, Mitrani et al. 2017).

Los tramos costeros empleados en la presente investigación se presentan en la figura 1, fueron seleccionados tomando en cuenta las condiciones físico-geográficas (batimetría y pendiente terrestre) y la sobreelevación del nivel del mar causada por fenómenos y eventos meteorológicos que provocan inundaciones costeras (Moreno 1998, Hidalgo et al. 2017, Mitrani et al. 2017). En este sentido, se considera la costa norte occidental la comprendida entre Cabo San Antonio y la Península de Hicacos, la norte central entre la Península de Hicacos y Punta Maternillos, la norte oriental entre Punta Maternillos y Punta de Maisí, la sur oriental entre Punta de Maisí y Cabo Cruz, la sur central entre Cabo Cruz y el Golfo de Cazones, mientras que la sur occidental es la ubicada desde el Golfo de Cazones hasta el Cabo de San Antonio, la cual incluye el golfo de Batabanó así como el sur de la Isla de la Juventud.

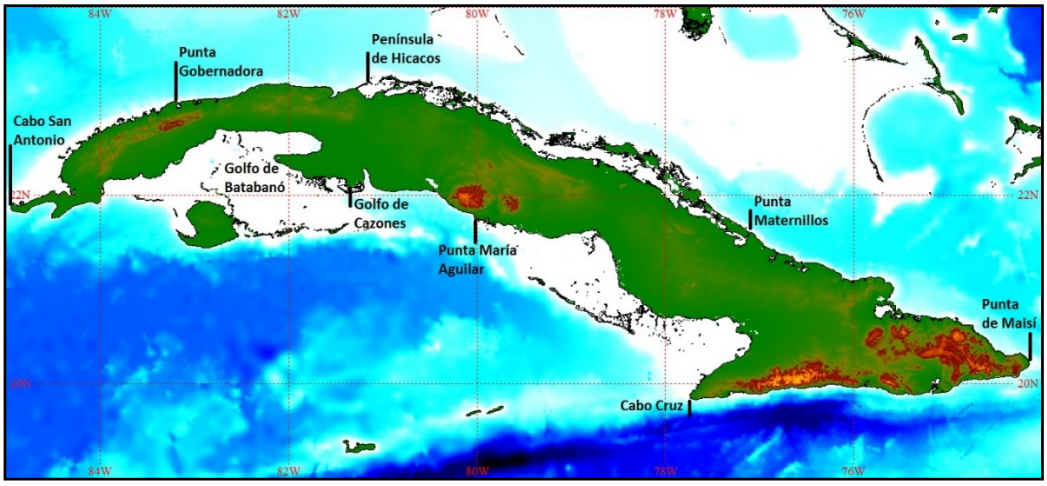


Figura 1 Tramos costeros del archipiélago cubano empleados en la presente investigación.

En este trabajo se consideran eventos de inundación costera aquellos en los cuales el agua de mar avanzó tierra adentro con una afectación directa a uno o varios asentamientos costeros y/o objetivos económicos ubicados en la zona costera del archipiélago cubano. La estratificación de estos eventos meteorológicos extremos se presenta en la tabla 1, de acuerdo a la nueva clasificación para este fin elaborada por (Hidalgo et al. 2017), la cual está basada en el alcance horizontal del agua de mar tierra adentro, las condiciones físico- geográficas y la sobreelevación del nivel del mar por causas meteorológicas que generan los sistemas meteorológicos que los afectan en cada uno de los tramos costeros del territorio cubano.

Tabla 1 Clasificación de las inundaciones costeras en Cuba según el alcance horizontal del agua de mar tierra adentro.

Clasificación	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Ligeras	0 – 500 m	0 – 250 m	0 – 100 m	0 – 50 m
Moderadas	501 – 1000 m	251 – 500 m	101 – 200 m	51 – 100 m
Fuertes	≥ 1001 m	≥ 501 m	≥ 201 m	≥ 101 m
Elaborado a partir de (Hidalgo et al. 2017)				

- Grupo 1: Costa sur (CS) de las provincias de Artemisa, Mayabeque y Camagüey.
- Grupo 2: Pinar del Río (ambas costas); Isla de la Juventud, Cienfuegos, Villa Clara, Sancti Spíritus (ambas costas), Las Tunas (CS), Holguín y Guantánamo (CS).
- Grupo 3: Matanzas (ambas costas), costa norte (CN) de Camagüey, Las Tunas (CN), Granma y Guantánamo (CN).

- Grupo 4: Artemisa y Mayabeque (CN), Ciego de Ávila (ambas costas) y Santiago de Cuba.

En los casos particulares de La Habana y Baracoa, las clasificaciones se presentan en la tabla 2 y están basadas de igual manera en el alcance del agua de mar tierra adentro, pero con la particularidad de que los puntos de referencia son calles aledañas a los malecones de ambas ciudades.

Tabla 2 Clasificación de las inundaciones costeras para los malecones de La Habana y Baracoa

Clasificación	Malecón de La Habana	Malecón de Baracoa
Ligeras	Solo se afecta la Avenida Malecón	El agua avanza hasta la avenida contigua al malecón
Moderadas	Alcance del agua de mar hasta las avenidas 3ra y 5ta en El Vedado	El agua de mar avanza hasta la Calle Maceo
Fuertes	Afectaciones hasta las calles Calzada y Línea en el Vedado, inundándose el túnel en casos extremos	El agua de mar avanza más allá de la Calle Maceo
Elaborado a partir (Pérez et al. 2001, Hernández et al. 2002)		

Los análisis de los períodos de retorno de los eventos de inundación se realizaron para los asentamientos costeros que reportan una mayor frecuencia de inundaciones costeras en el archipiélago cubano, a partir de los resultados de (Hidalgo et al. 2017, Mitrani et al. 2017). La ubicación geográfica de los mismos se presenta en la figura 2, donde se puede apreciar su distribución irregular, existiendo en todas las provincias del país, con excepción de Pinar del Río, Isla de la Juventud y Sancti Spíritus.

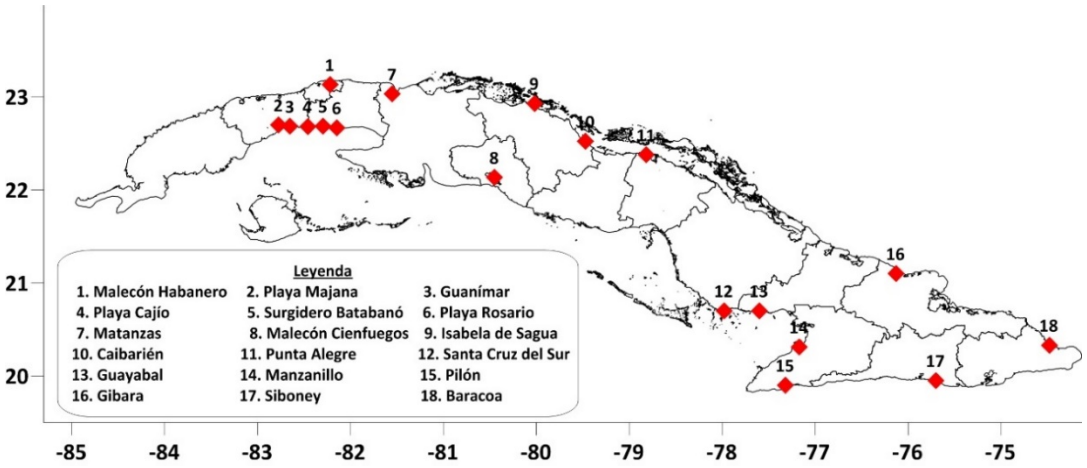


Figura 2 Distribución espacial de los asentamientos costeros utilizados en la presente investigación.

Todos los asentamientos costeros utilizados, con excepción de los malecones de La Habana y de Baracoa, así como Gibara y Siboney están ubicados en zonas costeras de pendiente suave, lo que indica la fuerte incidencia que tienen las características físico- geográficas en el desarrollo y magnitud de las inundaciones costeras en el archipiélago cubano, independientemente del sistema meteorológico que las genera.

03 METODOLOGÍA EMPLEADA PARA EL CÁLCULO DE LOS PERÍODOS DE RETORNO

El análisis extremo de los eventos de inundación costera se centra en la caracterización estadística para largas series temporales de una región determinada. Es decir, son un subconjunto de datos que permiten determinar las acciones de diseño a soportar por una obra marítima determinada en

función de su vida útil. Desde el punto de vista probabilístico estos eventos deben ser independientes, o sea que no estén asociados a una misma situación meteorológica.

Para las inundaciones costeras, (Wilks 2019) recomienda el uso de la distribución de Poisson como variable discreta, cuando la frecuencia observada sea inferior a 0,1 y el tamaño de la muestra superior a 50. La expresión matemática de esta función es:

$$P(x) = \frac{e^{-\lambda} \cdot \lambda^{x}}{x!} \quad (1)$$

Donde:

$P(x), \lambda, x$: Probabilidad de ocurrencia del evento n-ésimo, promedio del número de eventos por años y número de eventos en el período de observación respectivamente.

El período de retorno se calculó para los eventos moderados y fuertes, por ser los que ocasionan las mayores afectaciones en el archipiélago cubano (Hidalgo et al. 2017, Mitrani et al. 2017). Para ello se empleó la serie 1901-2020, la cual es homogénea en todos los asentamientos, lo que permitió la comparación del peligro por este tipo de fenómeno meteorológico extremo entre diferentes provincias y costas cubanas.

Para determinar si la distribución de probabilidad escogida es idónea, se empleó la prueba no paramétrica χ^2 la cual tiene la siguiente expresión según (Wilks 2019):

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^{k} \frac{(F_{0i} - F_{ei})^2}{F_{ei}} = \sum_{i=1}^{k} \frac{(F_{0i} - n \cdot P_i)^2}{n \cdot P_i} \quad (2)$$

Donde:

i, n: Clases (i=1, 2,…, k) y tamaño de la muestra.

F_{0i}, F_{ei}: Frecuencia observada y estimada de la clase i respectivamente.

P_i: Probabilidad estimada de la clase i.

Si $\chi^2 > \chi^2_{(1-\alpha;\ k-m-1)}$ (distribución $\chi 2$ con k-m-1 grados de libertad y un percentil 1-α), se rechaza la hipótesis nula, o sea que la distribución escogida no es adecuada. En este caso m, representa la cantidad de parámetros que se necesitan estimar, como es solamente (λ, media de la distribución) m=1. Para un nivel de significación del 5%, la distribución $\chi 2$ con uno y dos grados de libertad y un percentil de 0,95 toma los valores de 3,84 y 5,99 respectivamente.

Aunque la prueba χ^2 tiene limitaciones en los casos que la frecuencia observada es menor que cinco y hay pocas clases, (Dickinson and Chakraborti 2011) recomiendan su uso siempre y cuando la frecuencia esperada sea mayor a 1, en tanto si la distribución tiene un solo grado de libertad estos propios autores recomiendan emplear la corrección de Yates:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^{k} \frac{(|F_{oi} - F_{ei}| - 0.5)^2}{F_{ei}} \quad (3)$$

Aunque matemáticamente es posible calcular períodos de retorno relativamente largos (por ejemplo, una vez en 50 años o en 100 años), de acuerdo a (Wilks 2019) el nivel de confianza de estos cálculos disminuye a medida que el período supera, aproximadamente, entre dos y tres veces el

tamaño de la muestra. En la elaboración de planes de contingencia este es un término de mucha utilidad a la hora de adoptar coeficientes de seguridad altos, así como para prevenir daños mayores en estructuras como consecuencia de los fenómenos extremos que probablemente ocurran durante la vida útil de las mismas. Matemáticamente el período de retorno se calcula de la siguiente manera:

$$T_r = \frac{1}{1 - P_a} \quad (4)$$

Donde:
T_r, P_a: Período de retorno en años y probabilidad acumulada respectivamente.

04 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL PELIGRO POR INUNDACIONES COSTERAS EN CUBA

La distribución de Poisson empleada en el cálculo del período de retorno de las inundaciones costeras moderadas y fuertes resultó idónea para todos los asentamientos costeros para el nivel de significación del 5%. Para analizar la bondad de ajuste se emplearon los cálculos para dos clases y tres clases (malecón habanero, asentamientos del golfo de Batabanó y malecón de Baracoa que son los únicos donde la clase de frecuencia esperada de dos eventos de inundación en un mismo año son superiores a 1) y se cumple la corrección de Yates (Dickinson and Chakraborti 2011). Los cálculos se realizaron para una muestra de 120 años (1901-2020), en tanto la distribución chi-cuadrado toma el valor de 5,991 y 3,841 para dos y un grado de libertad en el percentil 95 respectivamente.

En la tabla 3 se presenta un resumen de los cálculos realizados en la estimación del período de retorno de acuerdo a la Distribución de Probabilidad de Poisson, así como la bondad de ajuste de la misma de acuerdo a la dócima chi- cuadrado. En todos los asentamientos costeros (ver figura 2) la función de distribución resultó idónea para el nivel de significación del 5% (valor chi-cuadrado calculado inferior al valor chi-cuadrado teórico). Además, en todos los casos la frecuencia esperada (probabilidad estimada de acuerdo a la distribución de Poisson multiplicado por la cantidad de años, en este caso 120) explica más del 99% del período de retorno de los eventos de inundación costera.

Tabla 3 Resumen de la bondad de ajuste χ2 para la distribución de Poisson en los diferentes asentamientos costeros empleados en la presente investigación.

Asentamientos costeros	1	2-6	7,12	8	9,10,14,15,17	11,13	16	18
λ	0,442	0,300	0,058	0,033	0,092	0,042	0,117	0,242
χ^2 calculada	1,340	3,207	0,002	0,037	0,021	0,020	0,001	0,754
χ^2 teórica	5,99	5,99	3,84	3,84	3,84	3,84	3,84	5,99
Frec. Esperada (Fe)	118,8	119,6	119,8	119,9	119,5	119,9	119,2	119,8
Fe/Total años (%)	99,0	99,7	99,8	99,9	99,6	99,9	99,3	99,8

Elaboración propia

La distribución espacial del período de retorno de las inundaciones costeras en Cuba se presenta en la figura 3, donde se aprecia que el mayor peligro para los eventos moderados y fuertes en el archipiélago cubano ocurre en los malecones de La Habana y Baracoa, así como en los asentamientos costeros del golfo de Batabanó donde se espera la ocurrencia de un evento de inundación al menos una vez entre tres y cinco años, seguido por la ciudad de Gibara con un caso cada nueve años. Estos resultados están a tono con la valoración del peligro realizada por diferentes autores cubanos (Moreno 1998, Mitrani et al. 2017). En el resto del país, los eventos de estas magnitudes pudieran

ocurrir al menos una vez entre 10-20 años en Caibarién, Isabela de Sagua, Pilón, Manzanillo, Siboney, Matanzas y Santa Cruz del Sur; en tanto en Guayabal, Punta Alegre y el malecón de Cienfuegos el peligro disminuye hasta la posibilidad de ocurrencia de un evento cada 20-30 años.

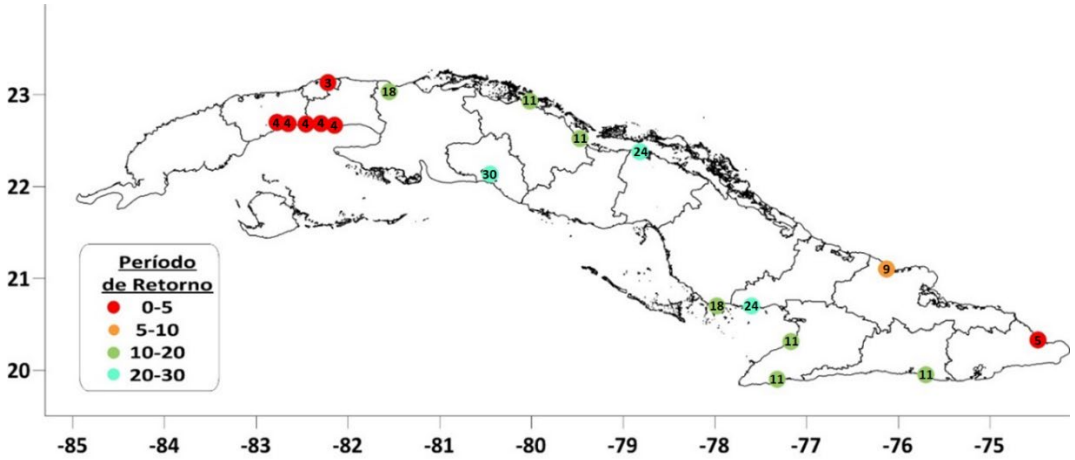


Figura 3 Distribución espacial de los períodos de retorno de un evento de inundación costera moderada o fuerte en un año.

Es importante hacer hincapié en la interpretación de los períodos de retorno de este tipo de fenómeno meteorológico extremo, ya que el peligro está en función de la intensidad del evento (alcance del agua de mar) a partir de la clasificación de (Hidalgo et al. 2017). Aunque la magnitud de los eventos de inundación depende de las particularidades del sistema de la escala sinóptica que lo genera, las características físico- geográficos del lugar tienen un papel preponderante en la amplificación de la inundación, tales como la configuración del fondo marino y la pendiente de la costa. Por ejemplo, en Santa Cruz del Sur y Matanzas, se espera que un evento de inundación moderado o fuerte ocurra una vez cada 18 años, sin embargo, en el asentamiento camagüeyano este tendría un alcance tierra adentro superior a 500 m, mientras que en Matanzas esta solo sería superior a 100 m. Este análisis deja explícito que la interpretación del período de retorno tiene que ir acompañado del alcance del agua de mar tierra adentro, con el fin de poder evaluar las implicaciones tanto sociales como económicas de los mismos.

Otro aspecto a tener en cuenta a la hora de analizar el peligro de este tipo de evento meteorológico extremo, es por ejemplo lo que ocurre entre las ciudades de Baracoa y Gibara, donde la primera triplica el peligro a la segunda. No obstante a ello, la diferencia debe analizarse por el valor umbral de la altura significativa de la ola que genera el efecto de wave setup y provoca los eventos de inundación moderadas y fuertes, que para el caso de Baracoa es de 3,5 m, mientras que para Gibara es de 4,5 m (Hernández et al. 2002, Hidalgo y Mitrani 2012). Es decir, que el peligro está condicionado por las características físico- geográficas, y en menor medida por la intensidad de los sistemas meteorológicos que afectan a ambas ciudades que son similares según (Hernández et al. 2002, Hidalgo et al. 2017). Además, Baracoa está más expuesta y a su vez es más vulnerable a este tipo de evento meteorológico extremo que Gibara.

05 CONCLUSIONES

Los asentamientos cubanos que reportan inundaciones costeras presentan una distribución irregular, existiendo en todas las provincias del país, con excepción de Pinar del Río, Isla de la Juventud y Sancti Spíritus. De los mismos, solamente los malecones de La Habana y de Baracoa, así

como Gibara y Siboney están ubicados en tramos costeros de pendiente abrupta, mientras que el resto (14) están situados en zonas de pendiente suave, lo que manifiesta un alto grado de incidencia de las características físico-geográficas en el desarrollo y magnitud de las inundaciones costeras en el archipiélago cubano, lo cual se amplifica en función de las particularidades del sistema meteorológico.

La distribución de Poisson resultó idónea para la estimación del peligro de los eventos de inundación para todo el archipiélago cubano, a partir de la prueba de bondad de ajuste $\chi 2$ para el 5% de significación con una exactitud superior al 99%. La misma arrojó, que los asentamientos costeros con mayor peligro a las inundaciones moderadas o fuertes en el archipiélago cubano son los ubicados en el golfo de Batabanó, así como los malecones de La Habana y Baracoa con una probabilidad de al menos un evento cada tres o cinco años, seguido por la ciudad de Gibara con una posible ocurrencia de un caso cada nueve años. En el resto de los asentamientos cubanos las probabilidades de ocurrencia son superiores a un caso por década.

En el cálculo de los períodos de retorno de los eventos de inundación moderados y fuertes, los elementos físico-geográficos desempeñaron un papel cardinal, ya que estos condicionan la intensidad del evento (alcance del agua de mar tierra adentro), a partir de la clasificación de (Hidalgo et al. 2017), aunque también es significativo la magnitud y particularidades del sistema de la escala sinóptica que lo genera. Esto permite comparar diferentes tramos costeros, independientemente, de las condiciones locales y de los sistemas meteorológicos que las generan.

06 REFERENCIAS

Ballester M., González C. y Pérez R. (2010). “Variabilidad de la actividad ciclónica en la región del Atlántico Norte y su pronóstico”, Editorial Academia, ISBN 978-959-270-175-5, La Habana.

Dickinson J. D. and Chakraborti S. (2011). “Nonparametric Statistical Inference”, Fifth Edition, ISBN 978-1-4200-7762-9, Taylor and Francis Group, New York.

Hernández N., Vega R. y Casals R. (2002). “Estudio de los Sistemas Meteorológicos que han afectado a Baracoa por penetraciones del mar e inundaciones costeras”, Revista Cubana de Meteorología, 9 (2): 58-68, ISSN 0864-151X.Cuba

Hidalgo A. y Mitrani I. (2012). “Particularidades hidrometeorológicas del litoral Gibara-Playa Guardalavaca”, Revista Cubana de Meteorología, 18 (2): 152-163, ISSN 0864-151X.Cuba

Hidalgo A., Mitrani I. y Pérez G. (2017). “Nueva clasificación de las inundaciones costeras en Cuba”, Revista Cubana de Meteorología, 23 (2): 209-2016, ISSN 0864-151X. Cuba

Mitrani I., García E., Hidalgo A., Hernández I., Salas I., Pérez R., Díaz O., Vichot A., Pérez A., Cangas R., Álvarez L., Pérez O., Rodríguez J. A., Rodríguez C.M., Pérez A.L., Morales A., Viamontes J. y Pérez J. (2017). “Inundaciones costeras en Cuba y sus tendencias climáticas”, ISBN 978-959-237-730-1, Editorial CITMATEL, La Habana.

Moreno A. (1998). “Desarrollo de las Técnicas de Predicción de las Inundaciones Costeras, Prevención y Reducción de su Acción Destructiva”, Informe Final del Proyecto: Cuba 94/003, Instituto de Meteorología, La Habana.

Pérez P. J., Casals R., del Sol A. y Díaz L. (2001). "Análisis de los fenómenos meteorológicos que provocaron penetraciones del mar en el malecón habanero", Revista Cubana de Meteorología, 8 (1): 50-58, ISSN 0864-151X.Cuba

Wilks D. S. (2019). "Statistical Methods in the Atmospheric Sciences", Fourth Edition, ISBN 978-0-12-815823-4, Elsevier, Amsterdam.

WMO (2018). "Guide of Climatological Practices", WMO-No. 100, Third Edition, ISBN 978-92-63-10100-6, Secretariat of World Meteorological Organization, Geneva. Download: https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=5541, February 2019.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Axel Hidalgo Mayo. https://orcid.org/0000-0001-8786-3463

Trabajó en el procesamiento de los datos, así como en su análisis e interpretación. Se encargó de la redacción del manuscrito y la edición final del mismo.

Ida Mitrani Arenal. https://orcid.org/0000-0002-0830-2842

Participó en el diseño de la investigación y análisis de los resultados. Además, trabajó en la revisión del manuscrito.

Biofiltración de efluentes líquidos de la industria petrolera con materiales naturales

Yuletsis Díaz Rodríguez E-MAIL: yuletsis@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba

Leonardo Mendiola Lau E-MAIL: lmendiola@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba

Aimeé González Suárez E-MAIL: ags2775@gmail.com
Centro de Estudio de Ingeniería de Proceso. Universidad Tecnológica de la Habana "José Antonio Echeverría"

Yamila Navarro Sosa E-MAIL: yamilan@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba

Silvia Acosta Díaz E-MAIL: sacosta@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba

Claudia Chao Reyes E-MAIL: claudita@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba

RESUMEN

La industria petrolera genera grandes volúmenes de residuales líquidos con elevados niveles de contaminación y su vertimiento a cuerpos de aguas provoca el deterioro del medioambiente. Con el objetivo de evaluar la biofiltración en lecho fijo con diferentes materiales naturales, en el tratamiento de aguas de producción de dicha actividad, se evaluaron dos biofiltros empacados con materiales adsorbentes y recirculación en discontinuo durante 7 días de experimentación. La ecotoxicidad del residuo de cada columna fue analizada al final del experimento para la evaluación de su disposición final. Los biofiltros operaron de forma estable garantizando una reducción notable de DQO, sulfuros, grasas y aceites. Se demostró que los residuos son tóxicos, aunque una relación 5:25 g de mezcla residuo: suelo puede ser utilizado como acondicionador en la remediación de suelos contaminados.

PALABRAS CLAVES: biofiltros, industria petrolera, medioambiente, residuales líquidos

Biofiltration of liquid effluents from the oil industry with natural materials

ABSTRACT

The oil industry generates large volumes of liquid waste with high levels of contamination and its discharge into bodies of water causes the deterioration of the environment. In order to evaluate the biofiltration in a fixed bed with different natural materials, in the treatment of production waters of said activity, two biofilters packed with adsorbent materials and recirculation in discontinuous during 7 days of experimentation were evaluated. The ecotoxicity of the residue from each column was analyzed at the end of the experiment to evaluate its final disposition. The biofilters operated in a stable way guaranteeing a notable reduction of COD, sulphides, fats and oils. The residues were shown to be toxic, although a ratio of 5:25 g of residue: soil mixture can be used as a conditioner in the remediation of contaminated soils.

KEYWORDS: biofilters, oil industry, environment, liquid waste

CITMA CERTIFICADO

Mayo 2021-RECIBIDO | APROBADO Enero 2022

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

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

Las tendencias globales del desarrollo sustentable promueven la aplicación de procesos de tratamientos biológicos, así como la necesidad de extender el uso de materias primas naturales, renovables y biodegradables en dichas aplicaciones. La biofiltración presenta como beneficio adicional sobre otras tecnologías de oxidación, carencia de contaminantes secundarios, costos de operación generalmente bajos, alta eficiencia de degradación, larga vida de la biomasa inmovilizada, provocando menor impacto ambiental negativo que los métodos químicos (Buelna et al. 2011).

Desde el inicio del empleo de hidrocarburos, la presencia de agua durante el proceso de explotación-producción se percibe como un mal necesario. Aunque se empleen las mejores técnicas de manejo, los niveles de generación de agua residual se incrementan hasta alcanzar límites que dificultan una disposición final segura. Así mismo, es difícil cumplir con las especificaciones técnicas, físico-químicas, respecto a las características de carga del sistema donde será dispuesta, dependiendo del ecosistema y la normativa vigente (Diaz et al. 2020).

Actualmente, en el campo del tratamiento de las aguas residuales se plantean diferentes planes de implementación enfocados en la ecoeficiencia, aplicación de buenas prácticas, ingeniería de procesos y análisis del ciclo de vida. Dichos planes tienen el objetivo de optimizar la eficiencia de procesos, el ahorro energético, consumo de agua y garantizar una disposición ambientalmente adecuada de los residuos. En este sentido, en los últimos años se ha desarrollado el proceso de biofiltración de lecho empacado con el fin de resolver las necesidades de saneamiento de importantes sectores socioeconómicos, tanto urbanos como industriales (Buelna et al. 2011). Este proceso utiliza fundamentalmente medios orgánicos que pueden actuar como resinas naturales capaces de fijar o retener diferentes contaminantes mediante mecanismos de adsorción/absorción, que favorecen la implantación de microorganismos degradadores de esos contaminantes. De igual forma, se utilizan matrices inorgánicas o la mezcla de ellas.

Las aguas de formación o de producción de la industria petrolera presentan una composición compleja ya que contienen crudo libre y emulsionado, hidrocarburos, sólidos suspendidos, gases, sales, mercaptanos y otros compuestos. El tratamiento de las mismas se ha basado generalmente en métodos físicos o químicos; sin embargo, los efluentes líquidos generados luego de estos tipos de tratamientos no cumplen con la normativa legal vigente para su vertimiento en cuanto al contenido de materia orgánica (DQO). De estas sustancias una fracción importante es biodegradable, luego el tratamiento biológico surge como una alternativa viable para la disminución de las concentraciones de las descargas contaminantes que son introducidas al ambiente y de esta forma evitar daños de magnitudes considerables, no sólo al ambiente sino también a la biota. Con este tipo de tratamiento se aprovecha el potencial de los microorganismos para mineralizar o transformar contaminantes orgánicos en compuestos químicamente más sencillos (Díaz et al. 2020).

A pesar de la importancia del ahorro del agua, tiene más valor la reducción del impacto ambiental que genera la descarga de residuales. Por tal motivo se valoran las diversas alternativas que han sido desarrolladas en torno al manejo de agua residuales y de producción de la actividad petrolera. De ahí, se deriva la adopción de nuevos métodos que faciliten el manejo de los efluentes y su disposición final. Así mismo, el uso de materiales de mayor disponibilidad como son los desechos de otras industrias. De ahí, que el objetivo de la investigación sea evaluar el proceso de biofiltración en lecho

fijo con diferentes materiales naturales, en el tratamiento de las aguas residuales de la industria petrolera.

02 MÉTODOS

AGUA RESIDUAL Y MATERIALES NATURALES

El agua residual utilizada durante la experimentación fue tomada del tanque de recolección del drenaje de los depósitos de almacenamiento de combustibles de la División Territorial de Comercialización de Combustibles de Matanzas. El muestreo del agua residual se realizó mediante una muestra puntual en un frasco para este fin y se conservó a 4°C hasta su posterior análisis. La caracterización química y microbiológica se realizó mediante la determinación de los parámetros que se presentan en la tabla 1, según las normas especificadas. Los análisis se realizaron al inicio y después de cada una de las cinco recirculaciones ejecutadas.

Tabla 1 Análisis químicos y microbiológicos realizados al agua residual

Ensayos analíticos	Método de ensayo
Químicos	
Nitrógeno total (N_T)	ISO 10048 1991
Fósforo total (P_T)	APHA-AWWA-WEF 2017
Grasas y aceites (G y A)	
Sulfuros (S^{2-})	
Sólidos suspendidos (Ssusp)	
Fenoles	ISO 6439 1990
Demanda química de oxígeno (DQO)	ISO 6060 1989
Microbiológicos	
Conteo de microorganismos totales	ISO 15188 2012

Como materiales naturales se utilizaron la agromena, zeolita, paja de arroz, producto mejorador, bagazo de caña y lodo activo. La agromena es un fertilizante órgano-mineral y el producto mejorador es un fertilizante orgánico conformado para estimular procesos de biorremediación de suelos. La selección de los mismos se llevó a cabo a partir de los resultados obtenidos en el estudio de la capacidad de adsorción aparente de dichos materiales para el tratamiento de agua residuales de este tipo (Díaz et al. 2021). Todos los materiales se analizaron microbiológicamente para determinar su aporte microbiano al proceso.

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

El sistema de biofiltración utilizado en la evaluación de los materiales naturales se tomó como referencia de aplicaciones a escala de laboratorio para el tratamiento de gas natural (Díaz et al. 2020). El estudio comprendió la evaluación de dos biofiltros empacados durante un tiempo de experimentación de 7 días en régimen discontinuo. Los biofiltros están conformados por una columna de vidrio de 0,1 m de diámetro y 0,5 m de altura. El tope de la columna presenta un distribuidor de líquido (alimentación) y el fondo se encuentra sellado con un tapón de goma con drenaje a partir de un tubo de vidrio (figura 1). El soporte del relleno está compuesto por una malla

de cobre con orificios de 3 mm de diámetro que permiten el paso de la fase líquida. La alimentación del agua residual al sistema se realizó mediante una bomba peristáltica con un flujo de 0,002 m3/h.

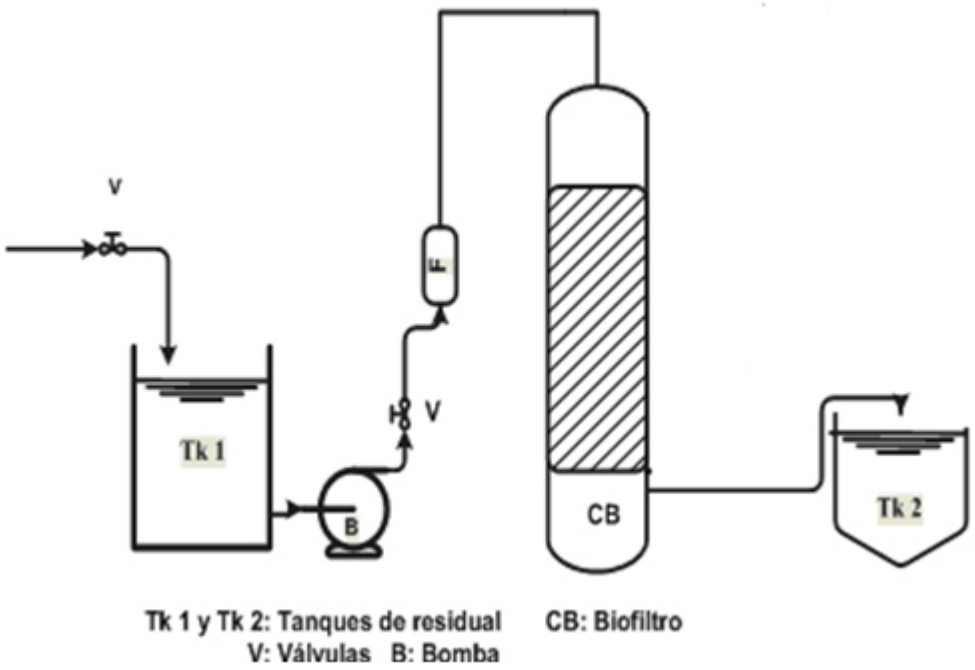


Figura 1 Esquema del sistema de biofiltración. Fuente: Modificado de Díaz et al. (2021)

El empaque del primer biofiltro estuvo conformado por 4 materiales naturales: agromena, lodo, producto mejorador y zeolita, mientras en el segundo se utilizaron los mismos materiales más bagazo, en orden descendente. La disposición y altura de capas de los materiales se establecieron según se muestra en la tabla 2, tomando como referencia lo reportado en la literatura respecto a sistemas similares para el tratamiento de aguas residuales (Higuera et al. 2009).

Tabla 2 Disposición de los materiales naturales en los biofiltros

Columnas	Distribución de materiales	Altura (cm)
1	Agromena	6
	Lodo	3
	Producto mejorador	12
	Zeolita	6
2	Agromena	6
	Lodo	3
	Bagazo	12
	Producto mejorador	12
	Zeolita	6

EVALUACIÓN DE LA ECOTOXICIDAD DEL MATERIAL DE EMPAQUE UTILIZADO EN LAS COLUMNAS DE BIOFILTRACIÓN

Para evaluar la ecotoxicidad del material de empaque utilizado en cada biofiltro y establecer una disposición final adecuada del mismo, se desarrollaron ensayos de toxicidad aguda. La toxicidad aguda se analiza mediante bioensayos que involucran los lixiviados del suelo, la inhibición, letalidad y reproducción de los bioindicadores (Infante y Morales 2012). Este bioensayo se aplica al residuo sólido compactado de las capas de materiales naturales utilizadas en el proceso, mezclado con suelo capa vegetal. Como bioindicador se utilizaron semillas de tomate con un 86% de probabilidad de germinación y certificación aprobada para su uso.

El bioensayo se realizó en placas Petri, empleando diferentes relaciones residuo: suelo (5:25, 10:20, 15:15 y 20:10) para una masa total de 30 g de mezcla (figura 2), incluyendo una réplica en cada variante y un control con suelo limpio. Para determinar el efecto tóxico del residuo se calcula la concentración letal media (CL50) referida a la concentración estimada de la sustancia prueba que produce una mortalidad del 50% del bioindicador expuesto durante los 5 días de experimentación. En cada placa Petri se colocaron 10 semillas, asegurando espacio suficiente para permitir la elongación de las raíces. Las placas se cubrieron con bolsas plásticas negras para evitar la pérdida de humedad y la entrada de luz e incubaron a 35°C durante un período de 120 horas (Acosta y Romero 2014).

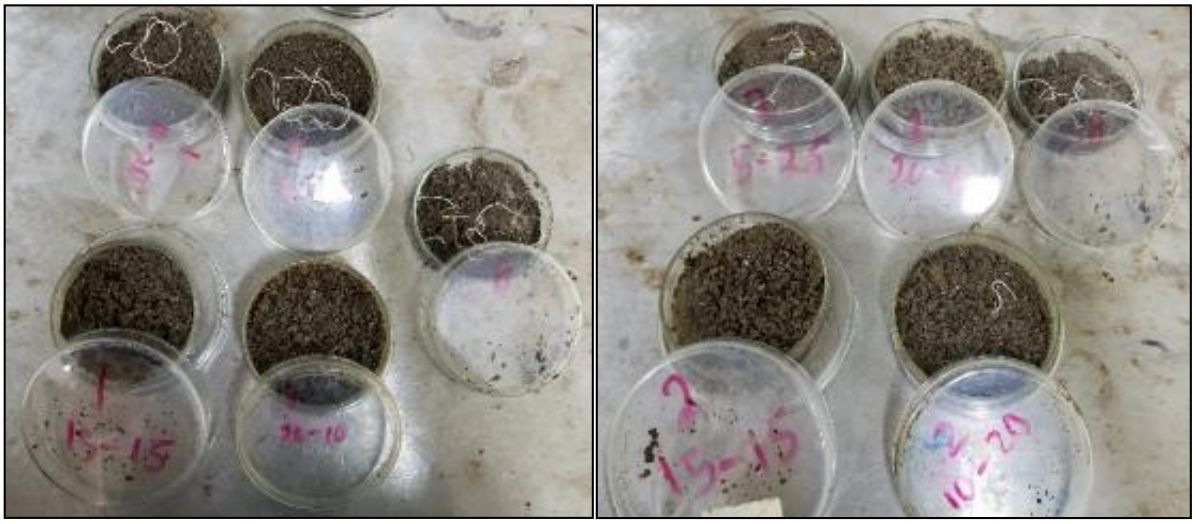


Figura 2 Bioensayo de germinación en placas Petri con los residuos de los biofiltros 1 y 2.

Para determinar el nivel de toxicidad se utilizó un gráfico de dosis-efecto a partir de los porcentajes de mortalidad y las concentraciones afines a las relaciones de mezcla de la prueba. La concentración letal media (CL50) se calculó con el uso del programa estadístico Statgraphics Centurion XV. versión 15.2.05 de uso libre (StatPoint Inc. 2007), según el método Probit; de acuerdo a que la concentración que causa una mortalidad (no germinación) del 50% de la población (CL50) en el tiempo del ensayo. En caso de existir una mortalidad superior al 50% para cualquiera de las concentraciones estudiadas se considera que la sustancia es tóxica (Acosta y Romero 2014).

03 DISCUSIÓN

En la tabla 3 se presentan los resultados de los valores promedios de los parámetros químicos analizados en el agua residual y los límites máximos permisibles (LMP) establecidos para estos indicadores sobre su vertimiento en Clase F, áreas marinas para la navegación y otros usos (NC 521 2007).

Los resultados muestran que los valores de concentración de grasas y aceites, sulfuros y DQO, superan considerablemente a los referidos en la regulación ambiental tomada como referencia. Tal situación justifica la aplicación de una tecnología de tratamiento que permita reducir la carga contaminante del residual antes de su disposición final al medio ambiente.

Tabla 3 Caracterización del agua residual cruda

Muestra	Ssusp.	DQO	Fenoles	P_T	N_T	S^{2-}	G y A
	(mg/L)						
Agua residual	78,0	1368,3	0,1	3,1	7,3	222,4	155
LMP (NC 521 2007)	<150	<300	<0,5	<10	<40	<2	<50

Los resultados del análisis microbiológico evidencian la presencia de una carga microbiana considerable en los materiales filtrantes empleados (10^3-10^9) (tabla 4). El aporte o enriquecimiento de la microbiota del sistema con el consorcio microbiano presente en los materiales que conforman el biofiltro puede tener un impacto favorable durante el proceso de biofiltración.

Tabla 4 Contenido de microorganismos en los materiales filtrantes

Materiales	Análisis microbiológico		
	Bacterias	Hongos y Levaduras	Microorganismos totales
	(UFC/mL)		
Agromena	$1{,}1\cdot10^7$	$2{,}5\cdot10^6$	$1{,}3\cdot10^7$
Zeolita	$2{,}5\cdot10^3$	<1,0	$2{,}5\cdot10^3$
Bagazo	$2{,}5\cdot10^7$	$1{,}5\cdot10^7$	$4{,}0\cdot10^7$
Producto mejorador	$1{,}5\cdot10^9$	<1,0	$1{,}5\cdot10^9$
Paja de arroz	$1{,}2\cdot10^6$	<1,0	$1{,}2\cdot10^6$
Lodo	$1{,}6\cdot10^6$	$2{,}0\cdot10^5$	$1{,}8\cdot10^6$

En general se observa que para ambos biofiltros las concentraciones de DQO, sulfuros, G y A (figura 3), disminuyen con el aumento del número de recirculaciones, logrando reducir los valores de estos parámetros por debajo de los límites permisibles en la norma de referencia (NC 521 2007). Los valores de DQO obtenidos en el biofiltro 1 no logran cumplir con el criterio requerido (<300 mg/L). La disminución de todos los parámetros evaluados a excepción de la DQO puede estar asociada a la combinación de materiales que presenta el biofiltro 2 no siendo así para el biofiltro 1, lo que sugiere la buena capacidad adsorbente del bagazo. En este sentido también es de esperar que en el biofiltro 2 se logre una mayor remoción de DQO respecto al biofiltro 1 debido a que presenta una mayor altura

de la cama. Esta situación favorece el proceso de adsorción ya que el tiempo de contacto y el área superficial disponible se incrementan, favoreciendo la altura efectiva de transferencia de masa (Cruz 2013).

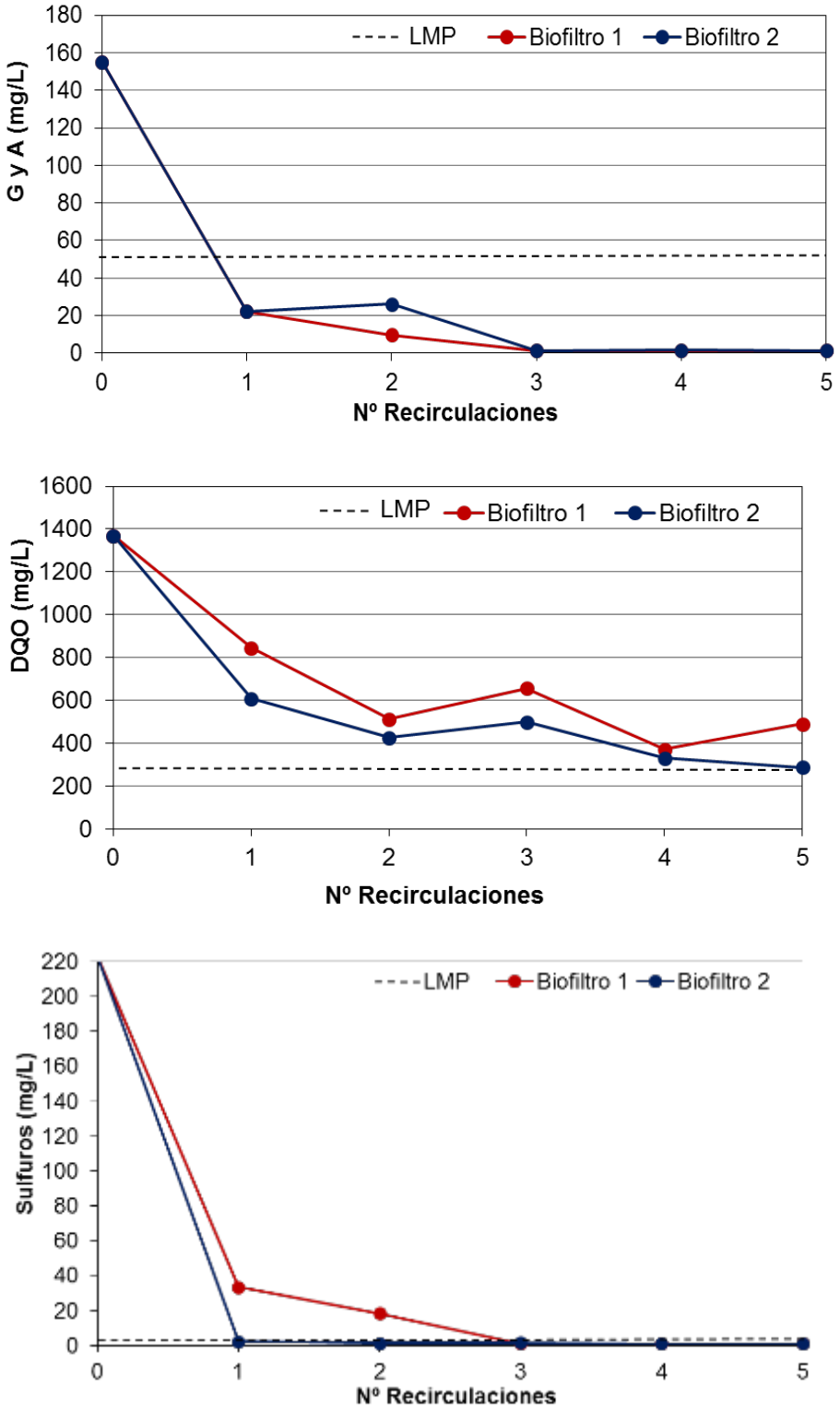


Figura 3 Concentración de DQO, G y A y sulfuros al inicio y final de cada recirculación en los biofiltros

En el caso del contenido de grasas y aceites, se aprecia que a partir de la primera recirculación en los biofiltros 1 y 2, se logran reducir las concentraciones de estos contaminantes por debajo de 50 mg/L, lo que indica la efectividad de los materiales empleados en la eliminación de estos. Por otro lado, con los sulfuros tiene lugar una disminución drástica de su concentración hasta el final del experimento, siendo un resultado positivo si se tiene en cuenta que las aguas residuales estudiadas contienen altas concentraciones de este contaminante. Este comportamiento puede estar asociado a la degradación por parte de los microorganismos sulfo-oxidantes o bacterias sulfato reductoras que pueden estar presentes en el medio. Los lodos activos anaerobios alimentados con aguas de producción petrolera pueden presentar una proporción de bacterias sulfato-reductoras de $2{,}21 \cdot 10^5$ NMP/100 g de lodo, con una correlación significativa entre ellas y las concentraciones de sulfato en el medio. El mismo es utilizado como aceptor de electrones durante las reacciones de degradación de la materia orgánica para formar H_2S. No se considera que la disminución esté relacionada con la formación de sulfuros metálicos insolubles en las reacciones presentes ya que no contribuyen consecuentemente con el contenido de sólidos suspendidos en el medio (APHA-AWWA-WEF 2017). De cualquier modo, los resultados obtenidos están en correspondencia con lo reportado por Díaz et al. (2021), sobre una eliminación superior al 95% en columnas empacadas en 20 min de contacto; con una influencia estadísticamente significativa de estos materiales en la capacidad de adsorción aparente de dichos contaminantes.

La concentración de nitrógeno y fósforo en ambos biofiltros disminuyen a valores inferiores al límite máximo permisible (LMP) de 40 y 10 mg/L respectivamente, en la última recirculación (figura 4). Sin embargo, el contenido de estos elementos varía indistintamente entre cada recirculación, desde la primera hasta la última.

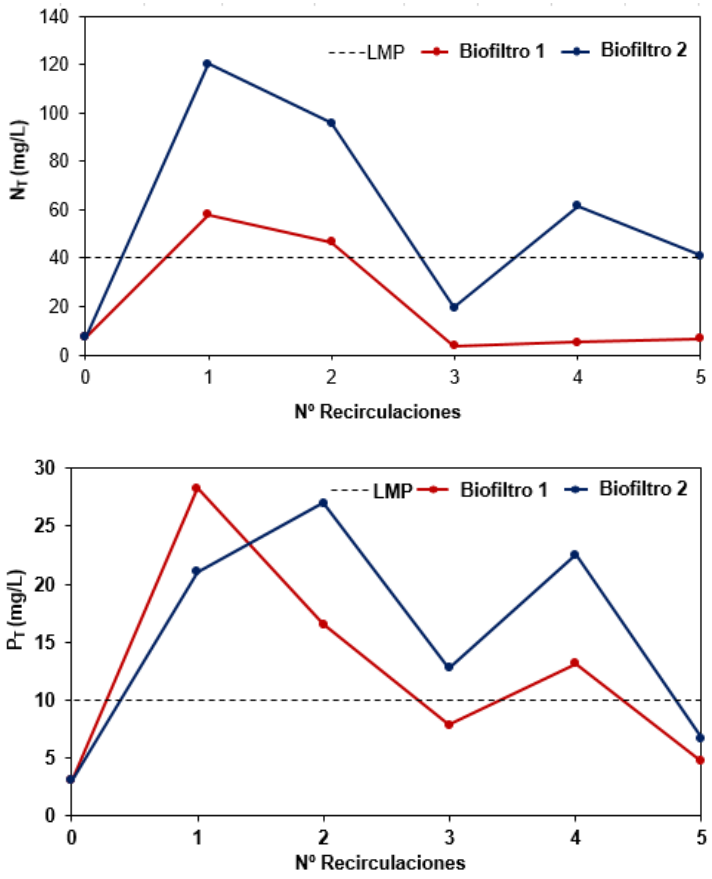


Figura 4. Concentración de NT y PT al inicio y final de cada recirculación en los biofiltros

La disminución de la concentración de nitrógeno y fósforo sugiere que la microbiota presente en los materiales filtrantes utilizan estos nutrientes para el desarrollo de sus funciones metabólicas y nueva formación de biomasa. Respecto a las variaciones acontecidas pudiera inferirse que existe un lavado de nutrientes en el biofiltro los cuales forman parte de la composición de algunos materiales como la agromena y el producto mejorador. Estos materiales contienen urea, roca fosfórica y fosfatos, que pueden ser hidrolizados y liberados al medio incrementando su concentración en el efluente.

Al respecto, se puede producir un aumento de la concentración de amoníaco en la fermentación del bagazo de caña lo que pudiera ser utilizado por otros grupos de microorganismos presentes en el mismo que no poseen la capacidad de segregar estas enzimas lo que a su vez propició el incremento de carga microbiana. En el sistema de biofiltración con ambas columnas se observó un crecimiento notable de la microbiota respecto al contenido inicial (figura 5) entre 10^7-10^{10} UFC/mL durante el período de experimentación, exceptuando la recirculación 3 en el biofiltro 1 donde el contenido de microorganismos decrece. No obstante, el crecimiento microbiano durante los procesos se considera favorable considerando que en el biofiltro parte de la eliminación de la materia orgánica ocurre mediante la degradación biológica, donde los microorganismos son los máximos responsables de esta función.

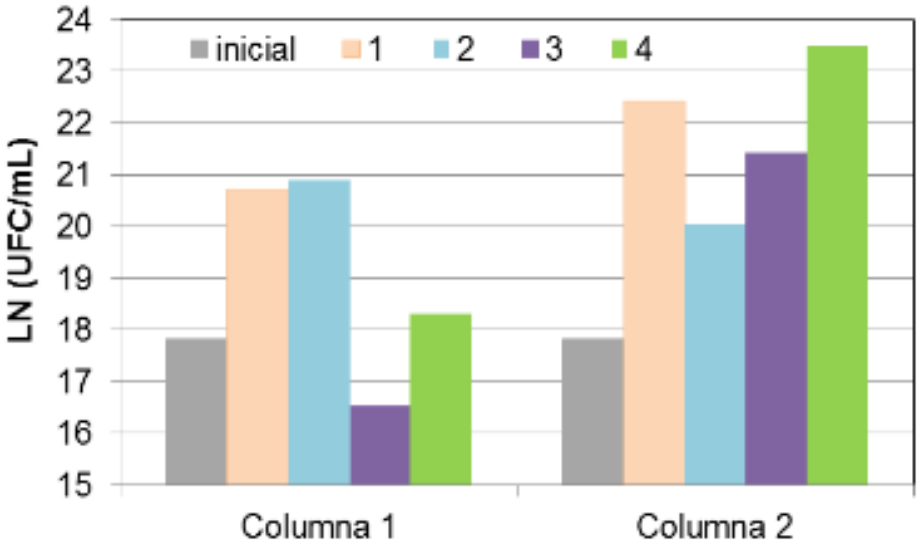


Figura 5. Microorganismos totales en el sistema de biofiltración de lecho fijo

Un efecto de vida superior luego de tres recirculaciones durante 12 días se ha observado con el uso de estropajo como soporte de inmovilización de Chlorella sorokiniana para la remoción del níquel (II) en soluciones acuosas. En este caso, para el biofiltro 1 después del tercer ciclo de recirculación se observa una ligera disminución del crecimiento, lo que se atribuye a la muerte de los microorganismos que no pueden sobrevivir bajo esas condiciones.

En el biofiltro 2 el crecimiento es superior dado por la carga microbiana que aporta el bagazo. Al respecto se conoce que el mismo presenta una carga microbiana importante y variada que se relaciona directamente con los restos de azúcares solubles contenidos en las fibras que quedan después del proceso de extracción de los jugos para la obtención de azúcar. Así mismo, a la presencia

de polisacáridos como almidón que se acumulan en la planta como material de reserva y a los minerales suplementados.

En el ensayo de toxicidad, a partir del conteo del crecimiento de las semillas para cada una las relaciones de mezcla residuo-suelo (R-S), se obtuvieron los resultados de los modelos ajustados que se muestran en la figura 6. El análisis Probit estableció que las concentraciones a las que no germinan la mitad de las semillas corresponden a 21% y 20% para los biofiltros 1 y 2, respectivamente; con un intervalo de confianza del 95 %. En este sentido la mitad de los organismos expuestos mueren por lo que se considera que el residuo es tóxico, según el criterio de toxicidad (Acosta y Romero 2014), debido a los contaminantes que adquirió durante el proceso de biofiltración. En este sentido, pudiera aplicarse el criterio de limpieza teniendo en cuenta la dilución con suelo limpio o como material orgánico acondicionador del suelo para tratamientos por remediación (Infante y Morales 2012), bajo la relación de mezcla 5-25 g, equivalente a una concentración de 17% que no resulte tóxica para las plantas terrestres.

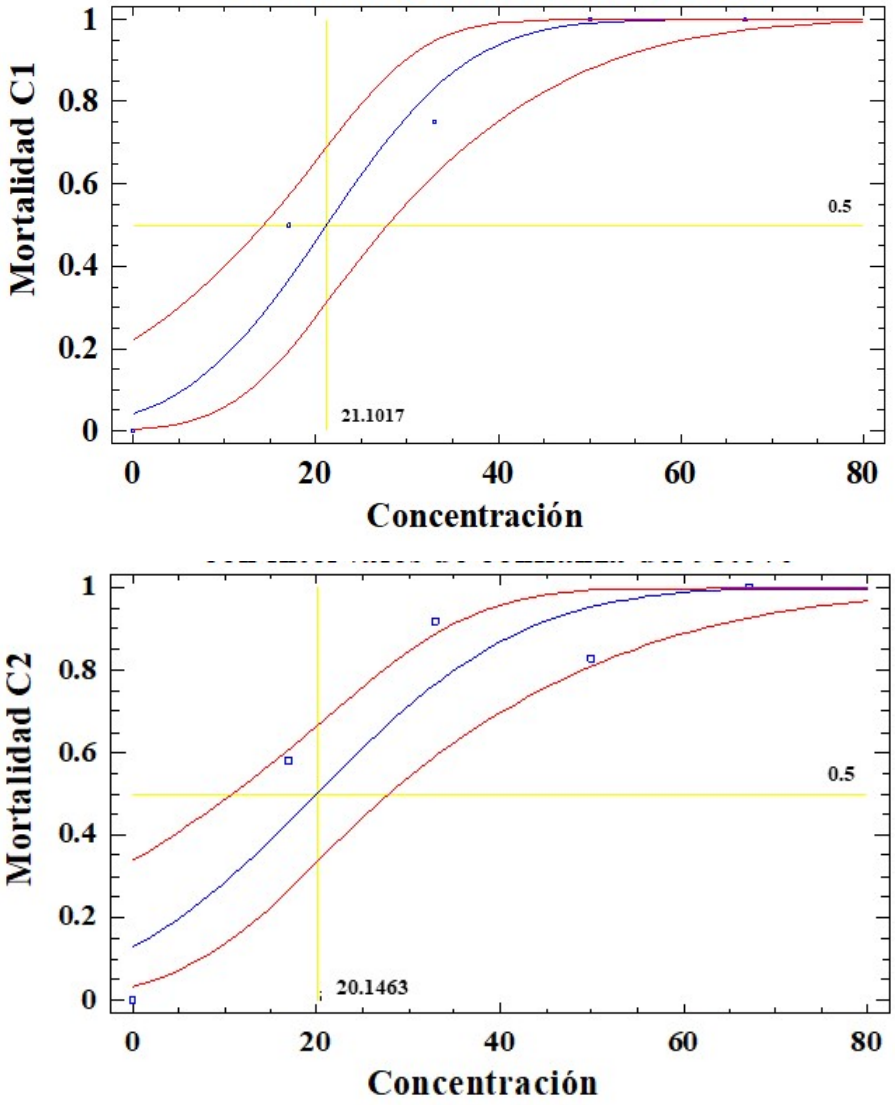


Figura 6. Determinación de la CL50 para la disposición del material de empaque en las columnas de biofiltración

Basado en los resultados toxicológicos es posible disponer los residuos del proceso con la relación residuo: suelo determinada, sin que ocasione daños al ecosistema. Otra alternativa de reúso de los materiales de empaques sería emplear una parte de los mismos en los biofiltros combinado con material natural fresco.

Una opción viable para el tratamiento de los residuales líquidos de la industria petrolera puede ser la aplicación de sistemas de biofiltración con materiales de empaque naturales que tengan mayor disponibilidad. Además, que manifiesten propiedades adsorbentes favorables para la eliminación de los contaminantes presentes provenientes de la actividad de perforación y producción, lo cual constituye un reto a enfrentar por la comunidad científica.

04 CONCLUSIONES

En la operación con los biofiltros empacados bajo las condiciones experimentales se alcanzó la eliminación de los contaminantes evaluados y estabilidad en el crecimiento microbiano, destacándose el empaque con bagazo de caña.

Se demostró que la ecotoxicidad de los residuos del empaque utilizado en el tratamiento de las aguas de proceso es tóxica para las plantas terrestres, aunque en una relación de mezcla residuo: suelo de 5:25 g puede ser utilizado como acondicionador de suelos en procesos de biorremediación, sin ocasionar daños al medioambiente.

05 REFERENCIAS

Acosta S. y Romero R. (2014). “Ensayos toxicológicos para productos y desechos peligrosos tratados de la industria petrolera: Elaboración de procedimientos de trabajo para la realización de los bioensayos con Larvas de Camarones, Algas Marinas, Semillas de Lechugas y Lombrices de Tierra, a productos y desechos peligrosos tratados, de la industria petrolera” Reporte técnico RT: Proyecto 9010, Ed. Centro de Investigación del Petróleo, La Habana, Cuba.

APHA-AWWA-WEF (2017). “Standard Methods for the examination of water & wastewater”, American Public Health Association (APHA), 23rd ed. Ed. R.B. Baird, A.D. Eaton & E.W. Rice. pp. 4-161, 4-163, 4-187, 2-70, 2-71, 5-42, 5-44. ISBN 978-0-87553-287, Washington DC, USA.

Buelna G., Garzón M. y Mueller G. (2011). “Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales”. Ide@ CONCYTEG, 6 (71): 540-551. ISSN 2007-2716, México, extraído de: concyteg.gob.mx/.../71042011_BIOFILTROS_EMPAQUE_ORGANICO.pdf.

Cruz J. (2013). “Proceso dinámico para la biosorción de PB (II) de soluciones acuosas utilizando una columna empacada con cáscara de pimienta (*Pimenta dioica L. Merrill*)”, Tesis de doctorado, Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca.

Díaz Y., **Mendiola L., González A., Rivas L. y Romero R.** (2021). “Capacidad de adsorción de materiales naturales para el tratamiento de aguas de proceso de la actividad petrolera”. Centro Azúcar, vol. 48, no. 3, pp. 41 - 52. ISSN: 2223-4861, Cuba.

Díaz Y., Salgado L., Contrera, R., González L., González F. y Toledo H. (2020). "Eliminación simultánea de contaminantes en fase gaseosa y líquida mediante biofiltración". Centro Azúcar, vol. 47, no. 2, pp. 52 - 62. ISSN: 2223-4861, Cuba.

Higuera O.F., Arroyave J.F., y Florez L.C. (2009). "Diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de cueros". Dyna, Universidad Nacional de Colombia, 76 (160): 107-119. ISSN: 012-7353, Colombia.

Infante C. y Morales F.A. (2008). "Evaluación de la toxicidad en desechos y suelos petrolizados empleando semillas de *Lactuca sativa L.*", Interciencia, 37(10): 782–788. ISNN 0378-1844, extraído de: www.semarnat.gob.mx, Venezuela.

ISO 10048 (1991). "Water quality. Determination of nitrogen-catalytic digestion after reduction with Devarda's Alloy". International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.

ISO 6060 (1989). "Water quality. Determination of the chemical oxygen demand". International Organization for Standaritation (ISO), Geneva, Switzerland.

ISO 6439 (1990). "Water quality—Determination of phenol index—4-Aminoantipyrine spectrometric methods after distillation". International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.

ISO IS 15188 (2012). "Water quality-General guidance on the enumeration of microorganisms by culture". International Organization for Standardization (ISO), Adopted by Bureau Indian Standards, New Delhi, India.

NC 521 (2007). "Vertimiento de aguas residuales a la zona costera y aguas marinas. Especificaciones". Oficina Nacional de Normalización (NC), Ed. Cuban National Boreau Standards, La Habana, Cuba.

StatPoint Inc. (2007), "Statgraphics Centurion XV. versión 15.2.05, Ed. Multilingue, extraído de: www.statgraphics.com. USA.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Yuletsis Díaz-Rodríguez https://orcid.org/0000-0002-0705-1439

Elaboró, desarrolló y dirigió la investigación. Participó en la realización de los análisis y la discusión de estos resultados. Realizó la escritura del artículo.

Leonardo Mendiola Lau https://orcid.org/0000-0001-8831-655X

Participó en el desarrollo experimental de la investigación, en la realización de los análisis químicos y procesamiento de los resultados.

Aimeé González Suárez https://orcid.org/ 0000-0002-8117-4891

Participó en el desarrollo de la investigación y colaboró con la discusión de resultados, escritura y revisión del artículo.

Yamila Navarro Sosa https://orcid.org/0000-0002-6053-2872

Participó en el desarrollo de la investigación y colaboró con la discusión de resultados

Silvia Acosta Díaz https://orcid.org/0000-0002-0140-2760
Participó en el desarrollo experimental de los ensayos toxicológicos y la discusión de estos resultados.

Claudia Chao Reyes https://orcid.org/0000-0002-5414-2552
Participó en el desarrollo experimental de la investigación y en la realización de los análisis químicos.

Requerimientos hídricos para el cultivo de fréjol variedad Calima en Riobamba, Ecuador

JUAN EDUARDO LEÓN RUIZ E-MAIL: juan.leon@espoch.edu.ec
Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, Ecuador.

VICENTE JAVIER PARRA LEÓ E-MAIL: vparraleon@gmail.com
Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, Ecuador.

JUAN SEBASTIÁN SILVA OROZ E-MAIL: juan.silvaso@espoch.edu.ec
Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, Ecuador.

ROBINSON FABRICIO PEÑA MURI E-MAIL: robinson_2588@hotmail.com
Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, Ecuador.

DANIEL ARTURO ROMÁN ROBALINO E-MAIL: daniel.roman@espoch.edu.ec
Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, Ecuador.

RESUMEN

La investigación se realizó con el objetivo de definir los requerimientos hídricos del fréjol (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Calima en Macají, Cantón Riobamba, Provincia de Chimborazo. El diseño fue de bloques completos al azar con tres tratamientos y tres repeticiones: tratamiento 1, láminas de riego por lisímetro de drenaje; tratamiento 2, láminas de riego por Tanque de evaporación Tipo A; tratamiento3 láminas de riego por cálculo empírico de la evapotranspiración del cultivo. Se determinaron y ajustaron valores de coeficiente de cultivo (Kc) para cada etapa fenológica. Se evaluaron las variables días a la emergencia, floración, envainado y cosecha, altura de la planta, contenido relativo de agua (WRC), número de vainas por plantas, rendimiento, y huella hídrica. Los valores de coeficiente de cultivo (Kc) ajustado fueron de 0,65, 0,96, 1,05, 0,86 para la etapa inicial, de desarrollo, intermedia y final respectivamente.

PALABRAS CLAVES: coeficiente kc, láminas de riego, lisímetros de drenaje, tanque de evaporación

Hydric requirements for the beans cultivation variety Calima in Riobamba, Ecuador

ABSTRACT

The current research proposes defining the water requirements for (*Phasheolus vulgaris* var. calima) under the weather conditions of Riobamba County, Chimborazo province, Ecuador. For this, it was necessary to use a complete randomized block design whit three treatments and three repetitions. Treatment 1, irrigation sheets determinate by the drain lysimeter; treatment 2, irritation sheets determined by the evaporation tank Type A; and treatment 3, irrigation sheets determined by the empirical calculation of the evapotranspiration of the crop. In addition, the crop coefficient values were also determined and adjusted for each phonological stage. The variables evaluated were days to emergency, flowering, sheathed and harvest, plant height, WRC, number of sheath, yield, and water footprint. The adjusted crop coefficient values (Kc) were 0,65, 0,96, 1,05, 0,86 for the first, intermediate, and final development stage respectively.

KEYWORDS: kc coefficient, irrigation sheets, drain lysimeters, evaporation tank water

CITMA CERTIFICADO

Mayo 2021-RECIBIDO *APROBADO Enero 2022*

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

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

El agua para riego en la agricultura es el uso que más agua demanda a nivel mundial, aproximadamente el 80% del agua destinada a todos los usos; el 25% de los recursos que son factibles de utilizar y el 9% del total de recursos hídricos. El riego contribuye con casi el 40% de la producción total de alimentos, aun cuando solamente el 17% de la tierra cultivada tiene acceso al riego, a nivel mundial. Según FAO (2017) en países en vías de desarrollo el consumo del agua para riego llega a ser el 95% de la disponibilidad del recurso en el país. Según la base de datos SENAGUA (2017), en las demandas sectoriales, el uso predominante del agua en Ecuador es el agrícola, pues representa el 80% del caudal utilizado.

Para evaluar la eficiencia en el uso del agua para riego en cualquier cultivo, es necesario conocer el volumen de agua que consumen las plantas en el proceso evapotranspiración y la cantidad de precipitación o de agua proveniente del riego que puede ser aprovechada en dicho proceso. Estimar estos componentes es muy difícil, debido a la cantidad de factores del clima, del suelo y de las plantas que influyen (Pereira et al. 2021).

Los Coeficientes de cultivo (*Kc*) permiten la proyección, control y programación del riego, ya que relaciona la evapotranspiración del cultivo (*ETc*), con la evapotranspiración de referencia (*ETo*). Los coeficientes de cultivo (*Kc*), varían con el desarrollo vegetativo de la planta, clima y el sistema de riego utilizado.

El fréjol es uno de los granos más cultivados en el mundo y más demandado por la población. El fréjol seco forma el 0,90% de la producción nacional ecuatoriana, en los cultivos transitorios. En Ecuador, según datos del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC) (2020), fueron sembradas 19 094 ha para fréjol seco y 7 591 ha para fréjol tierno. El rendimiento promedio registrado en el 2019 es de 6 141 hg ha^{-1}, muy por debajo de la media para América del Sur, la cual es de 11 231 hg ha^{-1}.

Una de las causas principales de los bajos rendimientos es la sequía. Es evidente la necesidad del riego, pero para hacerlo de manera correcta se deben determinar los requerimientos hídricos del cultivo. Por esta razón, el objetivo de este trabajo es definir los requerimientos hídricos del fréjol (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Calima en Macají, Cantón Riobamba, Provincia de Chimborazo.

02 MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El presente trabajo se realizó en la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Campus Macají, cantón Riobamba, de la provincia Chimborazo, Ecuador.

El clima de la región está clasificado como estepa montano bajo. La ubicación geográfica está caracterizada por una latitud 2 821 m.s.n.m, latitud 1º 39′ 18,82" S, longitud 78º 40′ 39,99". Según datos ofrecidos por la Estación Meteorológica ESPOCH, la temperatura media de la región es 13,5ºC y las precipitaciones son de 350 mm $año^{-1}$ con una humedad relativa del 66,4%.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Se trabajó con semilla de fréjol var. Calima. Para el estudio se utilizó un diseño en bloques completamente aleatorizado con tres tratamientos y tres repeticiones. Las dimensiones de la parcela experimental fueron 34 x 34 m. La siembra se realizó a una distancia de 0,30 m entre plantas y 0,60 m entre hileras con dos semillas por golpe. Cada tratamiento contó con tres parcelas experimentales de 100 m^2 de área, con una distancia entre parcelas de 2 m. Los tratamientos fueron:

- Tratamiento 1 (T1). Utilización de lisímetros.
- Tratamiento 2 (T2). Utilización de tanque de evaporación tipo A.
- Tratamiento 3 (T3). Aplicación de fórmulas empíricas de la FAO (Allen et al. 2006).

En T1 la lámina de riego se aplicó cuando el drenaje del lisímetro había cesado. En el caso de T2 y T3 las láminas de riego se aplicaron una vez que se hubo consumido el 25% del agua útil.

Para determinar la capacidad de campo se utilizó el método gravimétrico y la fórmula de García et al. (2017). De igual forma, se utilizó la metodología de León (2012) para determinar el porcentaje de humedad inicial. En función de estos valores se calibraron los tensiómetros en T2 y T3, y se comenzó a regar cuando los tensiómetros marcaban los 10 centibares, equivalente a 10,5% de humedad del suelo.

El riego se realizó a través del sistema de riego a goteo, de acuerdo con los tratamientos establecidos y al comportamiento climático. Para tal efecto se determinaron las ofertas y demandas del cultivo en tiempo real valiéndonos de la información de la estación meteorológica, lisimetría y desarrollo del cultivo. Cuando se produjeron precipitaciones se realizó una resta a la lámina a aplicar en cada tratamiento. El control de malezas se realizó de forma manual. Las aplicaciones fitosanitarias se realizaron utilizando productos preventivos (de contacto) o curativos (sistémicos), con la aparición de los primeros síntomas de plagas y enfermedades.

Para determinar la evapotranspiración de referencia (*Eto*) se utilizó la formula dada por León (2012): $ETo = Ev * Kp$ dónde

Eto= Evapotranspiración de referencia (mm/día)

Ev= Evaporación acumulada (mm)

Kp= coeficiente de tanque clase A. datos climáticos: humedad relativa, velocidad del viento, barlovento (Estación Meteorológica ESPOCH)

Para determinar la evapotranspiración del cultivo (*Etc*) de forma lisimétrica se siguió la metodología de Garay (2009), que responde a la fórmula: $Etc = R - D$ dónde:

R =Agua agregada por riegos o precipitaciones (mm)

D = Agua drenada durante el período de análisis (mm)

Para determinar la *Kc* se utilizó la fórmula de Hargreaves (Hragreaves y Samari (1985):

$$Kc = 0{,}01335 + 0{,}04099 * (etapa\ del\ cultivo) - 0{,}0004 * (etapa\ del\ cultivo)^2$$

En el caso del método de lisímetros el ajuste de *Kc* se realizó de acuerdo a la metodología de León (2012), mediante la fórmula $Kc = Etc/Eto$

Para la evaluación de las variables de tomaron 10 plantas al azar de cada parcela experimental. Las variables fueron:

- **Días a la emergencia:** cuando el 30% del total de las semillas emergieron.
- **Días a la floración:** cuando el 30% del total de las plantas tuvieron flores.
- **Días al envainado:** cuando el 30% del total de las plantas tuvieron vainas.
- **Días a la cosecha en verde:** cuando el 30% del total de las plantas tuvieron vainas listas para la cosecha en verde.
- **Altura de la planta:** la medición se realizó en cm desde la base del tallo hasta el ápice de la planta cada 15 días, este registro se obtuvo a partir de los 30 días después de la siembra (DDS).
- **Contenido relativo de agua (*WRC*):** se utilizó la metodología de Ekanayake (1993).
- **Número de vainas por plantas:** se contó directamente el número de vainas por planta.
- **Rendimiento de la parcela neta y por hectáreas:** se anotó el peso de la cosecha y se expresó en t ha^{-1}.

Para calcular la huella hídrica se utilizó la siguiente fórmula de FAO (2017):

$$HH = \frac{V}{R}$$

Dónde:

HH= Huella hídrica

V= Volumen total de agua utilizado en la producción (l ha^{-1})

R= Rendimiento total (kg ha^{-1})

Para el realizar el análisis económico utilizó la relación costo-beneficio descrita por López (2011):

$$\frac{R}{C} = \frac{IT}{CT}$$

Dónde:

R/C=Relación beneficio-costo

IT= Ingresos totales por venta del producto

CT= Costo total de producción

03 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CONDICIONES CLIMÁTICAS

Las precipitaciones en los meses en que se realizó el estudio oscilaron entre 6 mm en agosto y 60,5 mm en noviembre (tabla 1). FAO (2017) manifiesta que el requerimiento hídrico en el cultivo de fréjol varía de 300 y 362,9 mm para el total del periodo vegetativo. Este planteamiento demuestra que las precipitaciones no son suficientes para cubrir los requerimientos hídricos en el cultivo por lo que se debe recurrir al riego.

La humedad relativa en el mes de agosto es de 42,66% y en los meses de septiembre, octubre, noviembre, diciembre varía desde 64,83% hasta 68,26% (tabla 1). Según FAO (2017), el óptimo desarrollo en el cultivo de fréjol se da en temperaturas que van desde 10 a 27ºC y una humedad relativa entre 70 y 80%, por lo que la humedad relativa tampoco es suficiente para el óptimo desarrollo del cultivo.

Sin embargo, la velocidad del viento (tabla 1), entre 1,94 y 2,4 m s^{-1}, son favorables para el fréjol, según Hernández (2009). Los vientos de alta velocidad y duración causan daños al cultivo al provocar deshidratación de las partes áreas de las plantas.

Tabla 1. Precipitaciones, humedad relativa y velocidad del viento en los meses de duración del ciclo fenológico del fréjol

Meses	Precipitaciones (mm)	Humedad Relativa (%)	Velocidad del viento (m s^{-1})
Agosto	6	42,66	1,94
Septiembre	10,1	66,93	2,32
Octubre	41,2	68,26	2,37
Noviembre	60,5	67,03	2,15
Diciembre	42,1	64,83	2,4

ETAPAS FENOLÓGICAS

Se determinaron cuatro fases fenológicas en el cultivo del fréjol (tabla 2): Etapa Inicial (E. Inicial), Etapa de desarrollo (E. Desarrollo), Etapa intermedia (E. Intermedia) y Etapa Final (E. Final). La etapa inicial del cultivo demoró 15 días en todos los tratamientos. Las restantes etapas tuvieron poca variación en cada uno de los tratamientos. Como resultado final se obtuvo que el ciclo total del cultivo fue de 119 días para T1, 126 días para T2 y 124 días para T3. Similares resultados fueron obtenidos por Curay (2019) en esta variedad y en otras también de fréjol en Ecuador.

Tabla 2. Duración de las etapas fenológicas y del ciclo total del cultivo en cada tratamiento

Tratamientos	Duración (días)				
	E. Inicial	E. Desarrollo	E. Intermedia	E. Final	Total
T1	15	32	21	51	119
T2	15	35	20	56	126
T3	15	33	21	55	124

REQUERIMIENTOS HÍDRICOS EN LÁMINAS DE AGUA

La lámina de agua aplicada fue diferente en cada tratamiento y para cada etapa fenológica del cultivo del fréjol (tabla 3). La etapa fenológica que más agua demando fue la final, incluso siendo ésta, la etapa que más agua recibió por precipitaciones. Chavarría et al. (2020) plantean que en las etapas iniciales los cultivos como el fréjol demandan menor cantidad de agua porque el área foliar es pequeña en comparación con las etapas de floración y fructificación. Esta mayor demanda de agua en las últimas etapas se debe a que es en este momento cuando se están formando los órganos reproductivos y el cultivo presenta mayor área foliar. Además, según Allen et al. (2006), cuando ocurren precipitaciones distribuidas durante el ciclo de la planta, se aumenta la humedad atmosférica afectando las necesidades hídricas de los cultivos.

También los tratamientos recibieron diferentes láminas de agua en función de las fórmulas aplicadas (figura 1). De esta forma, a T1 se le aplicó la menor cantidad de agua y T2 recibió la mayor cantidad de agua, lo que pudo provocar la diferencia, ya que la falta o insuficiencia de agua provocan

un aceleramiento de la madurez (Hernández, 2009). Esto permitió que la duración del ciclo fenológico fuera menor en T1 (119 días) con respecto a T2 y T3 (126 y 124 días respectivamente)

Tabla 3. Requerimientos hídricos, láminas aportadas por riego y láminas aportadas por precipitación en cada etapa fenológica y en los tratamientos evaluados

Tratamientos	Requerimientos hídricos	Láminas aportadas por riego	Láminas aportadas por precipitación
		Etapa Inicial	
T1	33,13	27,13	6
T2	53,14	47,14	6
T3	10,55	4,55	6
		Etapa Desarrollo	
T1	62,51	32,71	29,8
T2	174,28	144,48	29,8
T3	88,05	58,25	29,8
		Etapa Intermedia	
T1	43,93	20,43	23,5
T2	97,64	74,14	23,5
T3	69,28	45,78	23,5
		Etapa Final	
T1	152,81	52,21	100,6
T2	289,9	175,4	114,5
T3	135,85	21,95	113,9

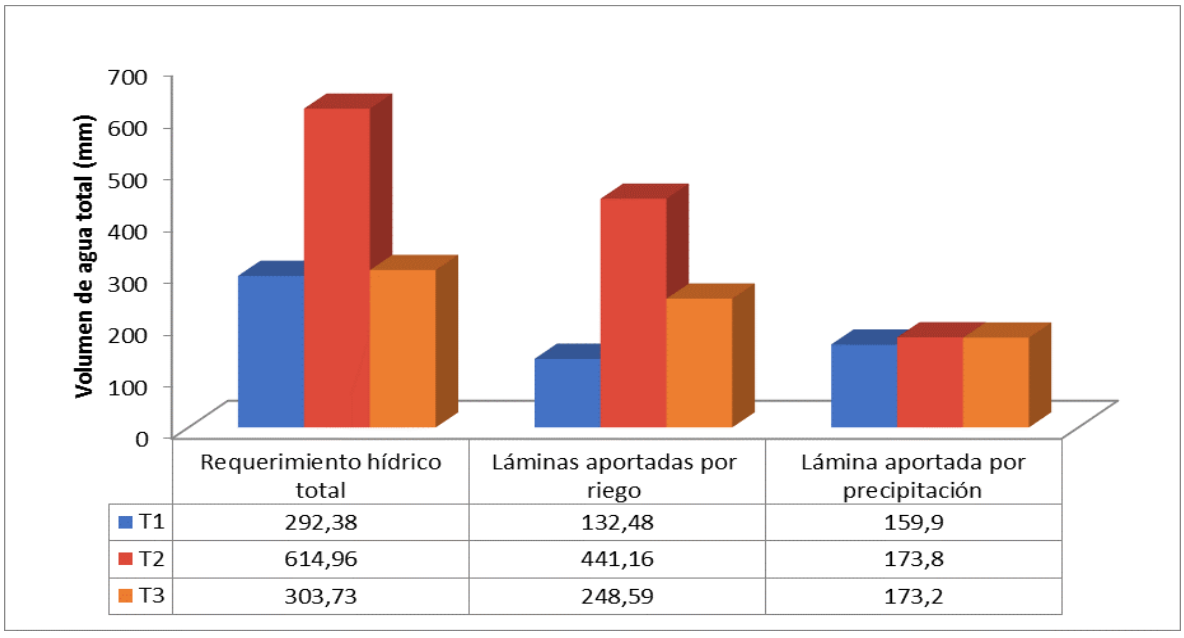


Figura 1. Volumen de agua total aportada a cada tratamiento

COEFICIENTE DEL CULTIVO (KC) APLICADO PARA EL FRÉJOL

Los valores de Kc obtenidos en T2 fueron superiores en todas las etapas fenológicas a los obtenidos por T1 y T3 (figura 2). En cuanto a T1 y T2 los valores obtenidos son similares en las etapas de desarrollo e intermedia, mientras que, en las restantes etapas son ligeramente inferiores en T3 con respecto a T1. Estudios realizados por Pereira et al. (2021) con varios cultivos también encuentran similares diferencias entre el tratamiento de las formulas empíricas de la FAO y otros tratamientos. Los propios autores plantean que entre los diversos factores que afectan los valores de Kc, se encuentran: el sistema de riego y su efecto sobre la distribución de la humedad del suelo, y la frecuencia del riego y las precipitaciones. Por esta razón, las diferencias obtenidas en nuestro estudio pueden ser resultado de la lámina de riego aplicada en cada tratamiento.

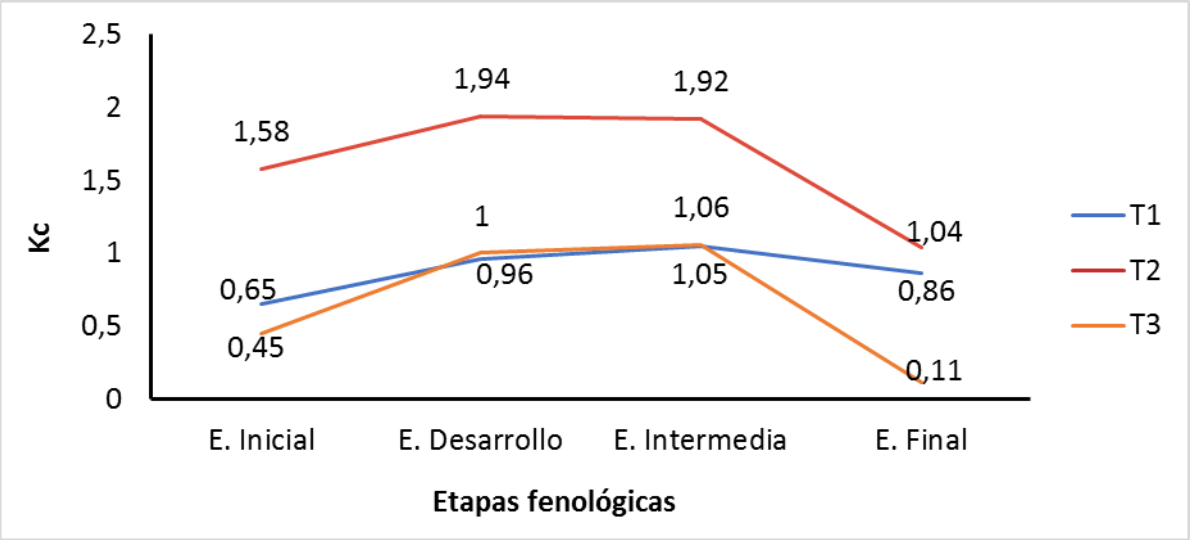


Figura 2. Coeficiente del cultivo (Kc) ajustada para cada tratamiento

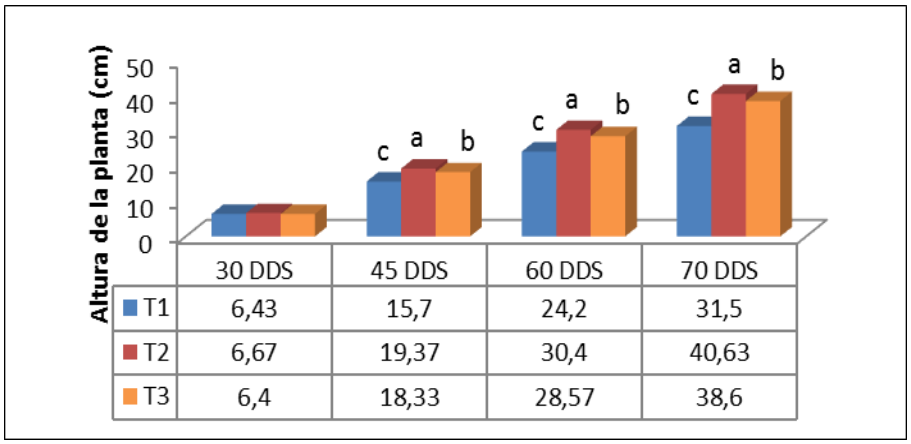
La segunda etapa, que coincide con el desarrollo vegetativo del cultivo, presentó valores medios de Kc con tendencia ascendente en todos los tratamientos (figura 2), debido a que en dicha etapa el cultivo genera una mayor demanda de agua para realizar dicho proceso. Según (González et al. 2017) las etapas más sensibles al déficit de agua en las leguminosas, conocidas como etapas críticas; son las etapas de desarrollo vegetativo, prefloración y llenado de vainas.

Los resultados encontrados (figura 2) podrían asociarse con los valores de Kc propuestos por la FAO (Allen et al., 2006) para el cultivo de fréjol; ellos proponen un Kc de 0,50 para la primera etapa, para la segunda fase un Kc de 1,05 y finalmente para la etapa final de desarrollo proponen un Kc de 0,90. Sin embargo, estos valores referenciados por Allen et al. (2006) son representativos de climas subhúmedos con una humedad relativa mínima promedio (HR min) de alrededor del 45% y con velocidades del viento suaves a moderadas, promediando 2 $m.s^{-1}$. Por tanto, los valores de Kc presentados por la FAO son útiles solamente como una guía general y para propósitos comparativos, de ahí la importancia de generar información local.

VARIABLES EVALUADAS

La variable altura de la planta no presenta diferencias significativas a los 30 DDS (figura 3). Sin embargo, las restantes evaluaciones (a los 30, 60 y 70DDS) si presentan diferencias significativas

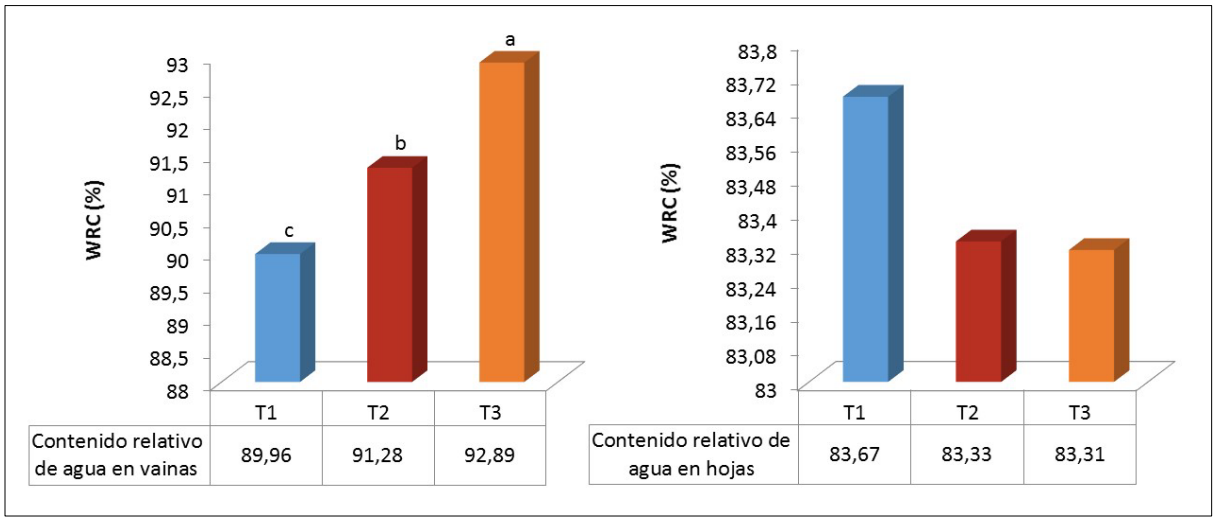
entre los tratamientos. En cada caso, T2 presenta mayores valores que T1 y T3. Este resultado está influenciado por la lámina de agua aplicada a cada tratamiento, ya que T2 recibió la mayor cantidad de agua con respecto a T1 y T3, y los procesos de crecimiento y desarrollo de las plantas están sujetos a las variaciones de la humedad en el suelo según Hernández (2009). Además, el T2 recibió una mayor cantidad de agua en la Etapa de Desarrollo con respecto a los restantes tratamientos, lo que propició un mayor crecimiento de las plantas.



Letras diferentes en la columna difieren para p≤0,05

Figura 3. Altura de la planta en cada etapa fenológica y cada tratamiento

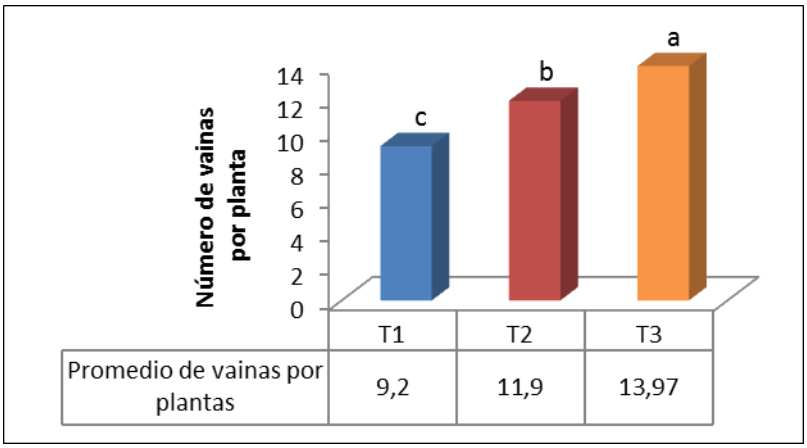
El contenido relativo de agua (*WRC*) presentó diferencias significativas entre los tratamientos cuando se evaluó en las vainas de la planta (figura 4), mientras que no presentó diferencias en las hojas de la planta. Los resultados de la variable WRC muestran que T3 presenta los mayores valores mientras que T1 presenta los menores valores. Debido a que el T1 recibió menor cantidad de agua es comprensible que presente los menores valores de WRC, sin embargo, los resultados no son tan evidentes en cuanto a T2 y T3. En este caso, T2 presenta menor WRC aunque recibió un mayor contenido de agua que T3. Este resultado puede estar influenciado porque T2 recibió una mayor cantidad de agua en la Etapa de Desarrollo que T3. Este último tratamiento recibió la mayor cantidad de agua en la Etapa Intermedia y la Etapa Final, que coinciden con la floración y el llenado de vainas. Resultados similares fueron obtenidos por López et al. (2011); González et al. (2017); Chavarría et al. (2019)



Letras diferentes en la columna difieren para p≤0,05

Figura 4. Contenido Relativo de Agua (WRC) en las vainas y las hojas en cada tratamiento

Los tres tratamientos presentaron diferencias estadísticamente significativas en cuanto al número de vainas por plantas (figura 5). En esta variable también T3 presenta los mayores valores y T1 los menores valores. En este caso la explicación es similar a la de la variable altura y WRC. En este caso también es importante la etapa fenológica en la cual se aplicó la mayor cantidad de agua, de esta forma, en T3 la mayor cantidad de agua se aplicó en la etapa Final, que coincide con el llenado de las vainas. Por otra parte, T2 recibió la mayor cantidad de los tres tratamientos, pero con un mayor por ciento en la Etapa de Desarrollo en comparación con T1 y T3, lo que favoreció la variable altura de la planta por encima de número de vainas.



Letras diferentes en la columna difieren para p≤0,05

Figura 5. Número de vainas por planta en cada tratamiento

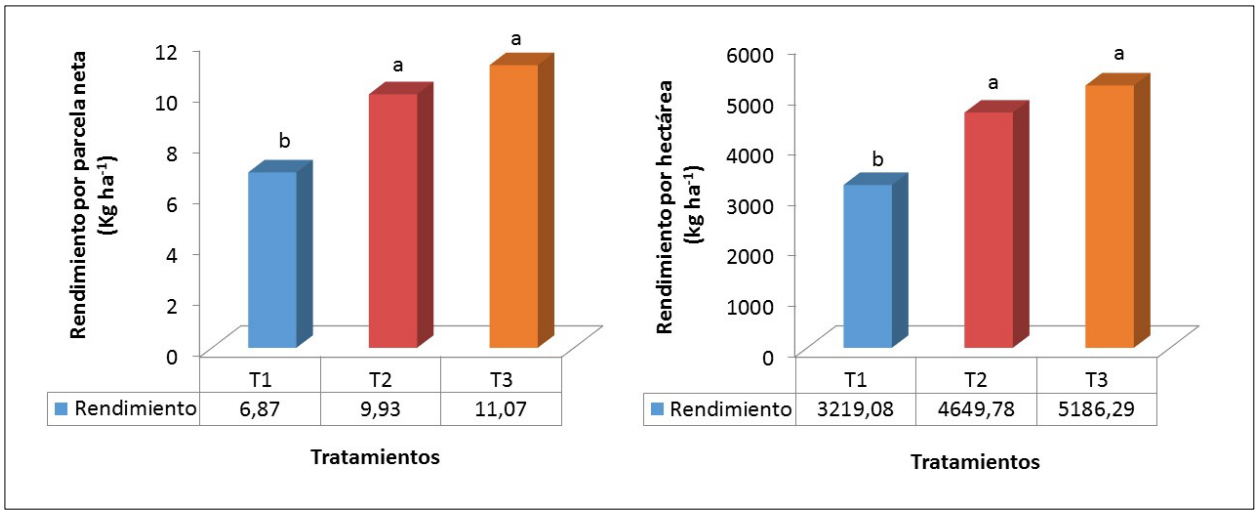
RENDIMIENTO POR PARCELA NETA Y POR HECTÁREAS

La variable rendimiento presentó diferencias significativas entre los tratamientos, tanto al evaluarse por parcela neta como por hectárea (figura 6). En ambos casos T2 y T3 presentan diferencias con respecto a T1. Este último tratamiento presenta los menores valores.

En esta variable es evidente la influencia de las diferentes láminas de agua aplicadas en los diferentes tratamientos. En este caso, T2 y T3 recibieron más riegos que T1 en las etapas fenológicas

de Desarrollo e Intermedia, que coinciden con la prefloración y llenado de los granos. Según Peralta et al. (2010) los riegos en estas etapas son fundamentales para obtener buenos rendimientos y mayo calidad del grano.

Sin embargo, a pesar de que el T2 recibió mayor contenido de agua no se evidencian diferencias significativas con T3. Esto puede estar determinado porque el aumento del consumo de agua por la planta, a partir del valor que genera mayor rendimiento, implica un decrecimiento de la productividad (González et al., 2017), lo cual demuestra la importancia de la aplicación a la planta de solo el agua necesaria para obtener su pleno desarrollo y máximo rendimiento.

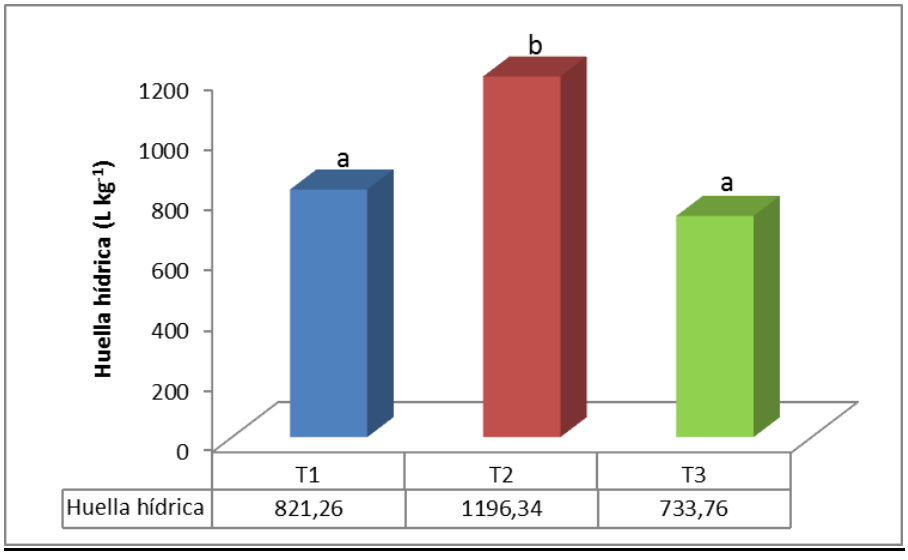


Letras diferentes en la columna difieren para p≤0,05

Figura 6. Rendimiento por parcela neta y por hectáreas en cada uno de los tratamientos

Huella hídrica

La huella hídrica fue superior estadísticamente en T2 con respecto a T1 y T3 (figura 7). Este resultado es consecuencia de la mayor lámina de agua aplicada a T2 con respecto a los restantes tratamientos.



Letras diferentes en la columna difieren para p≤0,05

Figura 7. Huella hídrica del cultivo del fréjol en los tres tratamientos

ANÁLISIS ECONÓMICO

En la presente investigación el tratamiento que presenta mayor beneficio neto es T3 con un valor de 3889,71 USD y una relación costo beneficio de 1,85 expresado en términos de rentabilidad de 85,05% (tabla 4). En el caso de T2 presenta un beneficio neto con un valor de 3 487,33 USD y una relación costo beneficio de 1,66 expresado en términos de rentabilidad de 65,91 %. Finalmente, T1 presenta el menor beneficio neto con un valor de 2 414,30 USD y una relación costo beneficio de 1,15 expresado en términos de rentabilidad de 14,86%

Tabla 4. Análisis económico costo beneficio por tratamiento

Tratamiento	Ingreso Total	Costo Total	B/C	Rentabilidad (%)
T1	2 414,30	2 101,96	1,15	14,86
T2	3 487,33	2 101,96	1,66	65,91
T3	3 889,71	2 101,96	1,85	85,05

04 CONCLUSIONES

Según la aplicación de agua el método más apropiado para determinar la lámina de riego en el cultivo de fréjol es mediante las fórmulas empíricas de la FAO ya que se obtiene un rendimiento total de 5186,29 kg ha-^{1}. Los valores de Kc mediante este método muestran valores similares a los obtenidos a través de la aplicación de los lisímetros. Además, este método obtiene la menor huella hídrica y la mayor rentabilidad de 85,05%. Teniendo en cuenta estos resultados, recomendamos la aplicación de este método para definir los requerimientos hídricos en el cultivo del fréjol (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Calima en Macají, cantón Riobamba, provincia de Chimborazo.

05 REFERENCIAS

Allen R. G., Pereira L. S., Raes D., Smith M. (2006). Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO Riego y Drenaje No. 56, FAO, 298p. ISBN 92-5-304219-2, Rome, Italy.

Chavarría J., Ugando M., Sabando A., Muños J, Bravo R., Villalón A. (2020). Necesidades hídricas del fríjol caupí (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.). calculadas con el coeficiente de cultivo utilizando lisímetro de drenaje. Ciencia y Agricultura. Vol. 17, no.3, pp. 111-121. https://doi.org/10.19053/01228420.v17.n3.2020.11746.

Curay J. (2019). Evaluación agronómica de tres variedades de Fréjol arbustivo (*Phaseolus vulgaris* L.) bajo las condiciones climáticas de la comunidad de Rumichaca del cantón Pelileo. Tesis para obtener el grado de ingeniera agrónoma. Universidad Técnica de Abato. 73 p.

Ekanayake I. (1993). CIP Research 30, studying drought stress and irrigation requirements of potatoes. Lima - Perú.

FAO. (2017). Water for Sustainable Food and Agriculture-A report produced for the G20 Presidency of Germany, FAO, Rome, Italy, 33 p.

Garay O. (2009). Manual de uso consuntivo del agua para los principales cultivos de los Andes Centrales Peruanos. No. F06 G37-F. Instituto Geofísico del Perú, Lima, Perú.

García V. J., Huahuachampi J., Soto L. (2017). Determinación de la demanda hídrica del cultivo de quinua QML01 (*Chenopodium quinoa* Willd) en la Molina. Anales Científicos. Vol. 78, no.2, pp. 200-209. Lima, Perú, extraído de: http://dx.doi.org/10.21704/ac.v78i2.1057. ISSN 2519-7398.

González O., Abreu B., Herrera M., López E. (2017) Water Use for Bean Irrigation on Eutric Cambisol Soils. Ciencias Técnicas Agropecuarias. Vol. 26, no.1, pp. 70-77. ISSN -1010-2760.

Hargreaves G., Samani Z. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. Applied Engenieric in Agriculture. Vol. 1, no.2, pp. 96-99.

Hernández J. (2009). Manual de recomendaciones técnicas del cultivo de fréjol. San José, Costa Rica.

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC) (2020). Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua. Ecuador, extraído de: https://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas-agropecuarias-2/ en julio 2021.

León J. (2012). Riegos y drenajes. (1ª. ed.). Riobamba Ecuador: E – Copycenter, ISBN-978-959-285-007-1.

López, F. (2011). Estudio de factibilidad para la producción y comercialización de la zanahoria (*Daucus carota* L.), híbrido Cupar, en el Chaupi, provincia de Pichincha. Tesis para obtener el grado de Ingeniero en Agroempresas. Universidad San Francisco de Quito. Ecuador, extraído de http://repositorio.usfq.edu.ec/bitstream/23000/1369/1/102391.pdf en julio 2021.

López T., Herrera J., González F., Cid G. (2011). Modelación de la eficiencia del uso del agua en maíz y frijol en diferentes condiciones de suelos y disponibilidad hídrica. Ingeniería Agrícola. Vol. 1, no.2, pp. 41-47. ISSN: 2227-8761.

Peralta E., Murillo Á., Mazón N., Monar C., Pinzón J., Marco R. (2010). Control de plagas y enfermedades. Manual agrícola del fréjol y otras leguminosas. Ecuador, extraído de: http://www.iniap.gob.ec/nsite/images/documentos/MANUAL-FRÉJOL-Y-LEGUMIN 2010.pdf/ en julio 2021.

Pereira L. S., Paredes P., Hunsaker D. J., López U. R., Mohammadi S. Z. (2021). Standard single and basal crop coefficients for field crops. Updates and advances to the FAO56 crop water requirements method. Agricultural Water Management, vol. 243, no. 106466, pp.1-33, extraído de: https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106466 en agosto 21.

SENAGUA. (2017). Diagnóstico de las estadísticas del agua en el Ecuador. Secretaria Nacional del Agua, Ecuador, Extraído de: https://silo.tips/download/diagnostico-de-las-estadisticas-del-agua-en-ecuador-informe-final en julio 2021.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Juan Eduardo León Ruiz. https://orcid.org/0000-0003-1379-8878.

Lideró el proyecto de investigación. Formuló los objetivos de la investigación y redactó el manuscrito.

Vicente Javier Parra León. https://orcid.org/0000-0002-7632-2474.

Participó en las actividades de investigación y contribuyó en el análisis de los resultados.

Juan Sebastián Silva Orozco. https://orcid.org/0000-0003-4271-8363.

Responsable de supervisar y liderar la planificación y ejecución de las actividades de investigación. Contribuyó en la aplicación de las técnicas estadísticas utilizadas para analizar o sintetizar los datos de estudio obtenidos.

Robinson Fabricio Peña Murillo. https://orcid.org/0000-0001-6196-4039.

Participó en las actividades de investigación y en el análisis de los resultados. Participó en la propuesta de revista para publicar e hizo revisión crítica del manuscrito.

Daniel Arturo Román Robalino. https://orcid.org/0000-0001-9172-3201.

Participó en las actividades de investigación y contribuyó en el análisis de los resultados. Participó en la propuesta de revista para publicar

Evaluación de la toxicidad y biodegradabilidad de un fluido base agua para su disposición final

YULETSIS DÍAZ RODRÍGUEZ E-MAIL: yuletsis@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

SILVIA ACOSTA DÍAZ E-MAIL: sacosta@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

MIQUEL DÍAZ DÍAZ E-MAIL: michael@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

LESTER RIVAS TRASANCOS E-MAIL: lester@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

CARLOS C. CAÑETE E-MAIL: carlosc@ceinpet.cupet.cu
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

ROBERTO ROMERO SILVA E-MAIL: romerosilvaroberto@gmail.com
Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

RESUMEN

La investigación se realizó con el objetivo de definir los requerimientos hídricos del fréjol (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Calima en Macají, Cantón Riobamba, Provincia de Chimborazo. El diseño fue de bloques completos al azar con tres tratamientos y tres repeticiones: tratamiento 1, láminas de riego por lisímetro de drenaje; tratamiento 2, láminas de riego por Tanque de evaporación Tipo A; tratamiento3 láminas de riego por cálculo empírico de la evapotranspiración del cultivo. Se determinaron y ajustaron valores de coeficiente de cultivo (Kc) para cada etapa fenológica. Se evaluaron las variables días a la emergencia, floración, envainado y cosecha, altura de la planta, contenido relativo de agua (WRC), número de vainas por plantas, rendimiento, y huella hídrica. Los valores de coeficiente de cultivo (Kc) ajustado fueron de 0,65, 0,96, 1,05, 0,86 para la etapa inicial, de desarrollo, intermedia y final respectivamente.

PALABRAS CLAVES: coeficiente kc, láminas de riego, lisímetros de drenaje, tanque de evaporación

Hydric requirements for the beans cultivation variety Calima in Riobamba, Ecuador

ABSTRACT

The current research proposes defining the water requirements for (*Phasheolus vulgaris* var. calima) under the weather conditions of Riobamba County, Chimborazo province, Ecuador. For this, it was necessary to use a complete randomized block design whit three treatments and three repetitions. Treatment 1, irrigation sheets determinate by the drain lysimeter; treatment 2, irritation sheets determined by the evaporation tank Type A; and treatment 3, irrigation sheets determined by the empirical calculation of the evapotranspiration of the crop. In addition, the crop coefficient values were also determined and adjusted for each phonological stage. The variables evaluated were days to emergency, flowering, sheathed and harvest, plant height, WRC, number of sheath, yield, and water footprint. The adjusted crop coefficient values (Kc) were 0,65, 0,96, 1,05, 0,86 for the first, intermediate, and final development stage respectively.

KEYWORDS: kc coefficient, irrigation sheets, drain lysimeters, evaporation tank water

Mayo 2021-RECIBIDO APROBADO Enero 2022

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

01 INTRODUCCIÓN

Las actividades de la industria petrolera se han convertido en una preocupación ambiental, por lo que se buscan nuevas alternativas y tecnologías que permitan prevenir la contaminación y minimizar el impacto ambiental negativo derivado de la misma. Una de las fuentes de origen de la contaminación corresponde a los fluidos de perforación y los cortes asociados, lo que conlleva a vertimientos o efluentes con altas concentraciones de contaminantes hacia el agua y/o el suelo. En la literatura se establece que la composición química de los residuos de perforación presenta cantidades considerables de contaminantes tóxicos, como aluminio, antimonio, arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, plomo, magnesio, mercurio, níquel, zinc, benceno, naftalina, fenantreno y otros hidrocarburos, así como niveles tóxicos de sodio y cloruros. Además, pueden encontrarse otros productos químicos peligrosos utilizados en los fluidos de perforación, como la sosa cáustica, el diésel, los bactericidas, algunos materiales catiónicos, aceites y alcoholes (Arévalo 2018).

El grado de impacto que una descarga o vertimiento puede tener sobre el ambiente, depende de las cargas contaminantes contenidas en los residuos y del ambiente donde son descargados. Un claro ejemplo, son los altos niveles de cloruro de sodio contenidos en los fluidos de perforación, los cuales conllevan un impacto de grado menor si son descargados al mar por su condición natural. En el caso que esta misma descarga se realice sobre un cuerpo de agua dulce o en un suelo agrícola, tendrá un impacto negativo más significativo, porque la fauna y la flora se ven alteradas por la presencia de altas concentraciones de sales en su hábitat (Arévalo 2018).

Las consideraciones principales a tener en cuenta relacionadas con la eliminación de fluidos y desechos asociados usados en tierra son los contenidos de metales, sales e hidrocarburos. Cuando se trata de determinar el mejor método de eliminación de dichos componentes del lodo se deben considerar los aspectos económicos, la operación de eliminación y el impacto sobre el medio ambiente del producto final o de cualquier residuo. En este sentido se exigen pruebas de análisis químicos y toxicidad para que los desechos sean eliminados en sitios seguros de tratamiento o relleno. Para evaluar la ecotoxicidad de este tipo de sustancias se utilizan ensayos de toxicidad aguda. La misma se analiza mediante bioensayos que involucran la inhibición, letalidad y reproducción de los bioindicadores. Tales pruebas se realizan para la protección de ambientes tanto marinos como terrestres (Infante y Morales 2012).

Por otro lado, la biodegradación es un proceso en el cual los microorganismos naturales (levaduras, hongos o bacterias) descomponen o degradan sustancias peligrosas, transformándolas en sustancias menos tóxicas o inocuas. En las pruebas de biodegradabilidad se eliminan o degradan, total o parcialmente del agua o suelos, compuestos orgánicos a una concentración dada mediante microorganismos aeróbicos. En tal caso se recomiendan el empleo de los métodos basados en el consumo de oxígeno (O_2), ya que el mismo es directamente responsable de la oxidación de la materia orgánica (Guzmán y Perea 2015).

De manera general no existe uniformidad entre los diferentes países respecto a los valores exigidos de concentración de hidrocarburos totales en residuos petrolizados. Así mismo pocos incluyen dentro de sus exigencias el empleo de los análisis de toxicidad, empleando bioensayos específicos y estandarizados, como un criterio de remediación o limpieza de suelos y tratamiento de desechos. Todo lo cual puede ser utilizado para determinar el riesgo, que es lo que debería definir el criterio de limpieza o remediación de un suelo o área contaminada. En Cuba ya se implementan acciones en

este sentido, para la evaluación de riesgos de productos y desechos de dicha actividad en su manejo y disposición final, con el fin de mejorar la gestión de los mismos en la industria petrolera.

Según lo anteriormente planteado, se define como objetivo determinar los parámetros indicadores de contaminación de un fluido de perforación base agua, así como el nivel de toxicidad y biodegradabilidad para su disposición final de manera segura al medio ambiente.

02 MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras consisten en dos tipos de fluidos de perforación base agua proveniente del proceso de entrada (E) y salida (S) de la perforación de un pozo petrolero en exploración.

La caracterización de los fluidos se realizó según métodos estándares establecidos, donde se analizaron los parámetros de grasas y aceites (G y A) e hidrocarburos totales (HCT) por el método gravimétrico descrito en APHA-AWWA-WEF (2017), así como el pH y la conductividad eléctrica (NC 32 2009).

En la determinación de la toxicidad se realizaron ensayos toxicológicos con la lombriz de tierra de la especie *Eisenia Andrei* (figura 1), según la OECD 207 (1984); y con nauplios de *Artemia Salina* (larvas de camarón) (GESAMP 2002). La concentración letal media (CL_{50}) se calculó con el programa estadístico Statgraphics Centurion XV. versión 15.2.05 de uso libre (StatPoint Inc. 2007), según el método Probit.

a) b)

Figura 1. Bioindicadores utilizados en los ensayos toxicológicos. a) *Eisenia Andrei*, b) nauplios de *Artemia Salina.*

El nivel de toxicidad se determinó mediante la fracción de sólidos disueltos (FSD) según los códigos GESAMP (2002) y la fracción de sólidos suspendidos (FSS) por el Código Federal de Regulaciones de los Estados Unidos de Norteamérica (CFR 2007).

Las pruebas de biodegradabilidad de los fluidos se realizaron según describe la norma ISO 9888 (1999) que especifica el método de Zahn-Wellens; para la evaluación en medio acuoso de la biodegradabilidad primaria y final, así como la eliminación total del agua de compuestos orgánicos a una concentración dada mediante microorganismos aeróbicos. La cinética de biodegradación del producto se siguió con la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO), según el método estándar (ISO 6060 1989). Los experimentos se realizaron por triplicado desde el tiempo 0 hasta los 21 días, en un sistema acuoso estático con el compuesto a evaluar en una concentración inicial menor

de 100 mg/L DQO. El experimento se llevó a cabo a temperatura 20±1^{0}C en incubadora refrigerada marca Memmert ICP 260.

03 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la caracterización muestran que los fluidos de entrada y salida del proceso de perforación tienen niveles de concentración de G y A e HCT que pudiera representar un aporte contaminante a los cortes de perforación (tabla 1). En este caso, las concentraciones se consideran bajas para la aplicación de biotratamientos, en función de su disposición final al medio ambiente en ecosistemas terrestres según la normativa cubana (NC 819 2017).

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de los fluidos de perforación.

Muestra (Código)	G y A	HCT	pH a 25^{0}C	Conductividad a 25^{0}C
	mg/kg (%)		-	mS/cm
Entrada (E)	7427 (0,7)	1976 (0,2)	8,56	73,2
Salida (S)	8957 (0,9)	2969 (0,3)	8,67	72,2

La conductividad eléctrica en las muestras evaluadas reporta valores acordes a lo requerido (<200 mS/cm) para la aplicación de la técnica de biorremediación a residuales sólidos petrolizados, como pueden ser los cortes contaminados con este fluido, según la normativa cubana (NC 819 2017). El caso del pH se encontró ligeramente superior a lo normado (6-8), lo que puede estar asociado a la presencia de algún producto químico presente en los aditivos del fluido (Arévalo 2018). Al respecto se definirá la influencia del mismo a partir de los resultados de las pruebas de toxicidad y biodegradabilidad. De este modo se favorece la microflora del suelo, permitiendo a la vez obtener una respuesta natural favorable del ecosistema para su recuperación y el desarrollo de procesos biodegradativos.

El efecto tóxico de las sustancias de prueba (E y S) (tabla 2) se refiere a la mortalidad de la población de los bioindicadores expuestos durante el periodo de experimentación. La concentración estimada de la sustancia prueba que produce una mortalidad del 50% de esa población se reconoce como concentración letal media (CL_{50}) e indica el potencial de peligrosidad de la sustancia, pero no puede ser usado directamente para predecir los efectos de una descarga de la sustancia de prueba en ambientes naturales (Infante y Morales 2012). Por tal motivo el criterio de toxicidad se estableció en dependencia de la fracción utilizada (fracción sólida suspendida (FSS) o fracción sólida acomodada (FSA) (GESAMP 2002).

A partir de los datos obtenidos en el ensayo de toxicidad con lombrices de tierra, utilizando la fracción sólida suspendida en ambas muestras (figura 2), se calculó la CL_{50} y se comparó con los criterios de toxicidad correspondientes. En este sentido se determinó, mediante el análisis estadístico según el método Probit, una CL_{50} de 6,23 % para el fluido de entrada y de 6,82 % para el fluido de salida con intervalos de confianza del 95%. Los valores obtenidos de la CL_{50} superan el 3%, lo que se reporta como no tóxicos para la biota terrestre en la referencia (CFR 2007). Dicha afirmación infiere que solo sólo se consideraría tóxico si mueren la mitad de los organismos de prueba a una concentración inferior a la normada.

Tabla 2. Ensayo de toxicidad con lombrices para los fluidos de perforación base agua

Concentración del fluido (%)	Organismos expuestos (u)	Org. Muertos (u)	Mortalidad (%)	Org. Muertos (u)	Mortalidad (%)
		E		S	
Control	20	0	0	0	0
1	20	0	0	0	0
3	20	3	15	2	10
5	20	5	25	3	15
8	20	14	70	12	60
10	20	20	100	20	100

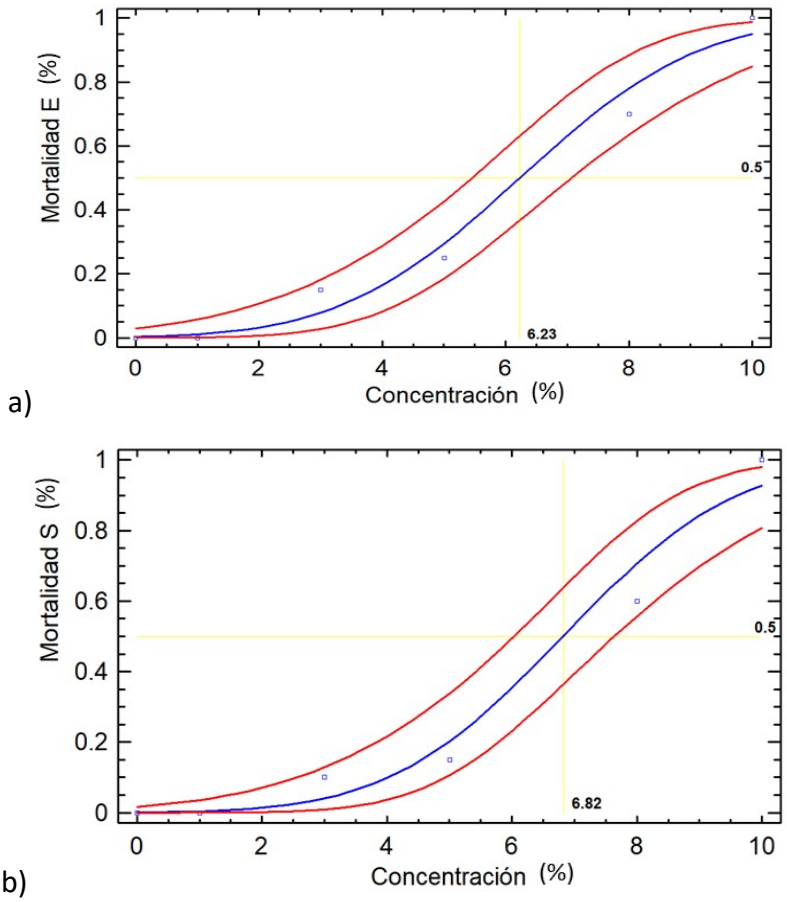


Figura 2. Gráfico del modelo ajustado para fluidos base agua, en ensayo con lombrices de tierra. a) fluido E; b) fluido S.

Algunos investigadores refieren que el análisis de toxicidad es uno de los parámetros que debe ser incluido en la caracterización inicial y en los criterios de limpieza de suelos y tratamiento de desechos con hidrocarburos, ya que no resulta suficiente solamente conocer la concentración de grasas y aceites (G y A) o HCT para inferir su toxicidad. En este sentido es posible tener 4% (m/m) de G y A o de HCT en un suelo y no ser tóxico, o tener menos de 1% (m/m) y ser tóxico; ya que no existe una correlación directa entre la concentración de HCT y la toxicidad (Infante y Morales 2012).

Con los datos obtenidos en el ensayo de toxicidad con *Artemia salina* (tabla 3) se determinó la CL_{50} y se tomó como criterio de toxicidad lo dispuesto en los códigos GESAMP vigentes. Los gráficos asociados al análisis estadístico de los resultados se muestran en la figura 3.

Tabla 3. Ensayo de toxicidad con *Artemia salina* para los fluidos de perforación base agua

Concentración del fluido (%)	Organismos expuestos (u)	Org. Muertos (u)	Mortalidad (%)	Org. Muertos (u)	Mortalidad (%)
		E		S	
Control	20	0	0	0	0
1	20	0	0	0	0
3	20	0	0	3	15
5	20	3	15	4	20
8	20	11	55	2	10
10	20	20	100	20	100

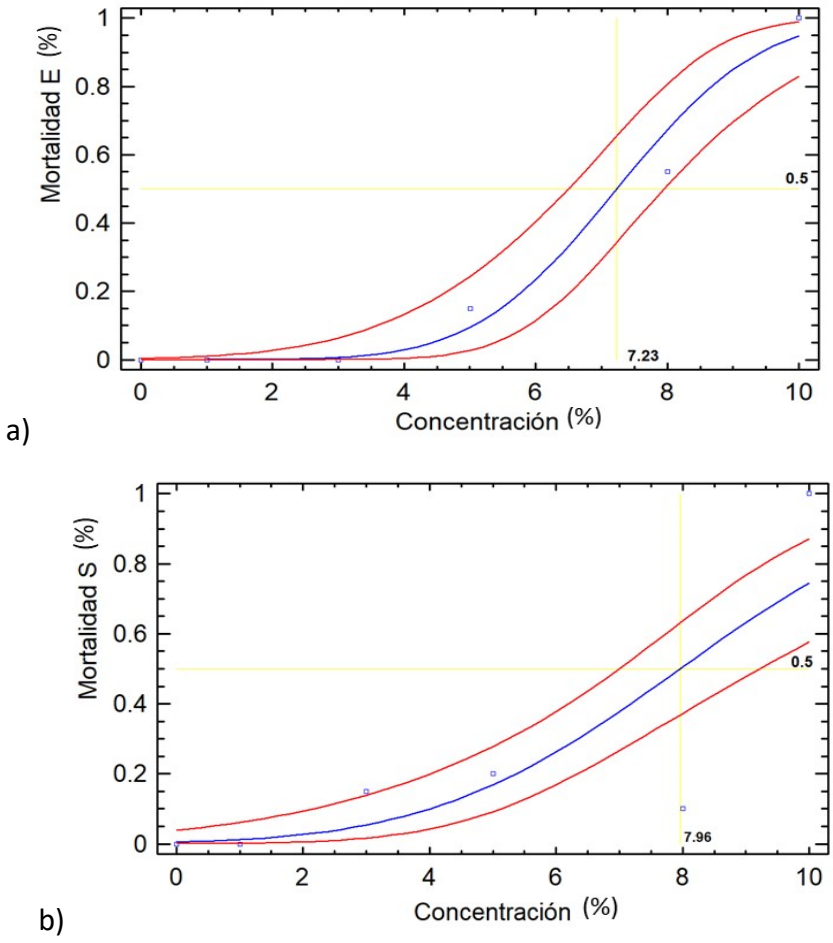


Figura 3. Gráfico del modelo ajustado para fluidos base agua en ensayo con nauplios de *Artemia salina*. a) fluido E; b) fluido S.

En tal caso se utilizó la fracción soluble o acomodada y se determinaron valores de la CL_{50} > 0,1% (1 000 mg/L), lo que indica que no son tóxicos para la biota marina (GESAMP 2002). El análisis Probit estableció una CL_{50} de 7,23 % para el fluido de entrada y de 7,96 % para el fluido de salida con intervalos de confianza del 95%.

La relación entre la concentración de los contaminantes en el ambiente y las respuestas de los organismos expuestos a esos contaminantes en condiciones de laboratorio permite obtener un valor ecotoxicológico de referencia. Dicha relación es relevante para los estudios de riesgo ambiental ya que es un indicativo de alarma para los organismos en su hábitat. Al calcular esa relación (porcentaje de HCT en la zona impactada entre el porcentaje de la CL_{50} del bioensayo) se obtiene un valor, que si este resulta mayor que 1 representa una señal de alarma. En este sentido las relaciones calculadas (0,03) resultaron ser inferiores a 1, lo que confirma la baja toxicidad de los fluidos evaluados.

Por otro lado, la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en agua puede considerarse como una medición aproximada de la cantidad de oxígeno consumida en una oxidación química total de los constituyentes orgánicos hasta productos finales inorgánicos, cuando se determina por el método del dicromato. Los niveles de concentración de DQO en la fase acuosa de las muestras disminuyeron notablemente, lo que se evidencia en los valores obtenidos en los primeros 14 días (figura 4). Tal información denota que son muy biodegradables a esta concentración. Posteriormente los niveles de concentración con los fluidos de entrada y salida no son representativos ya que el intervalo inferior alcanzable por el de método de ensayo es 30 mg/L. La disminución acontecida en el tiempo se reflejó de forma exponencial, similar al comportamiento obtenido para el compuesto de referencia, pero en una magnitud mucho mayor.

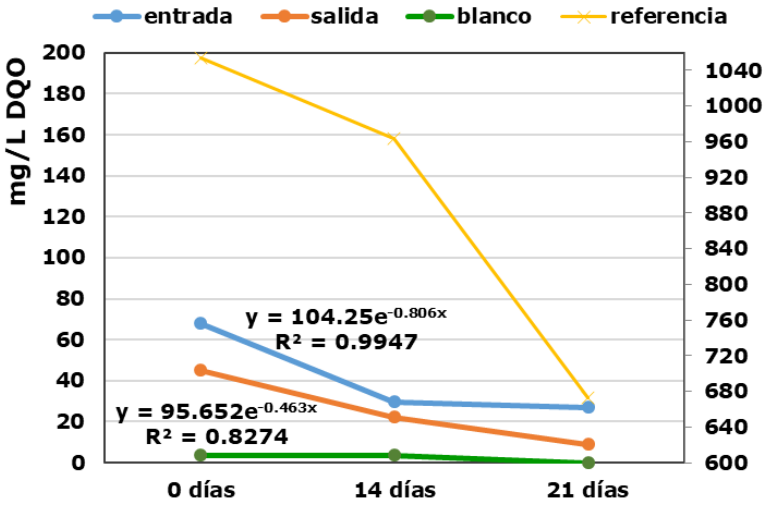


Figura 4. Pruebas de biodegradabilidad, concentraciones expresadas en mg/L DQO.

En la figura 5 se muestra la cinética de biodegradación obtenida para ambas muestras de fluidos de perforación, donde se evidenció una remoción de DQO superior al 50 % en los primeros 14 días. Al transcurso de 21 días se obtuvo una remoción del fluido de entrada al proceso de perforación de 60 % y hasta 80 % para el fluido de salida. Las ecuaciones polinómicas obtenidas para cada fluido siguen una cinética de segundo orden.

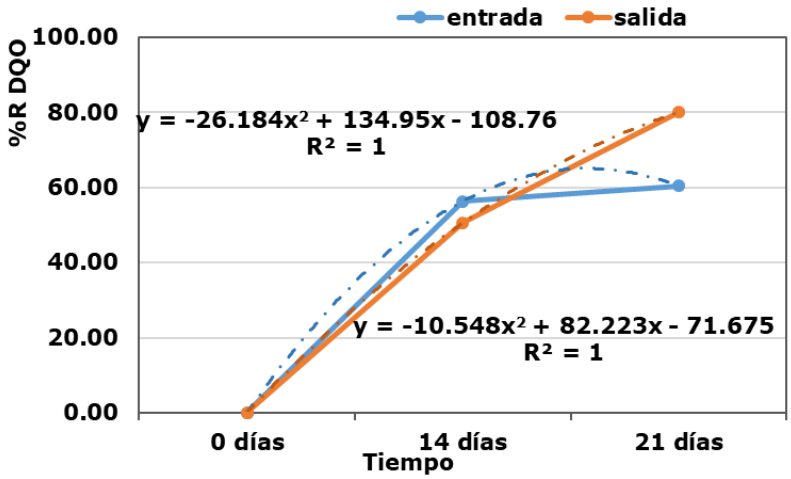


Figura 5. Cinética de biodegradación de los fluidos de entrada y salida del proceso de perforación.

A partir de los 14 días se obtiene una curva de biodegradación con características típicas de degradación y desarrollo de la fase de meseta, por lo que se asigna la eliminación medida del compuesto de prueba a la biodegradación. Estudios similares donde se aplicó el método de Zahn-Wellens (Díaz et al. 2020), pero a un producto utilizado para el control de derrames de hidrocarburos, se obtuvo una remoción de la DQO superior al 20 %. Sin embargo, el período de meseta sólo se desarrolló a partir de los 21 días de ensayo. Tales resultados difieren de los obtenidos en el presente trabajo, lo que sugiere que los fluidos evaluados contenían una cantidad de materia orgánica inferior a la de dicho producto.

Con un estricto control de los parámetros evaluados, se tendrá un resultado alentador al momento de descargar al medio ambiente o reinyección en los puntos destinados de descarga de los fluidos tratados. De este modo se obtendrán beneficios significativos en cuanto a: ahorros económicos importantes y en el límite del riesgo de demandas y futuros gastos de limpieza del medio ambiente. Al respecto se evidencia una concientización por parte de las empresas sobre la importancia del cumplimiento de las legislaciones ambientales y la preservación del medio ambiente.

04 CONCLUSIONES

Los fluidos de perforación base agua analizados no resultan tóxicos para la biota terrestre ni marina, según el criterio de toxicidad consultado, lo que se asocia a bajas concentraciones de G y A (0,7-0,9%) e HCT (0,2-0,3 %) como indicadores de contaminación.

Los fluidos de perforación analizados se consideran biodegradables, de acuerdo a la remoción de DQO obtenida en el tiempo mostrando una cinética de biodegradación que sigue una ecuación polinómica de segundo orden, alcanzando valores de 60 % para el fluido de entrada y 80 %, a los 21 días, en el de salida del proceso.

05 REFERENCIAS

APHA-AWWA-WEF. (2017). "Standard Methods for the examination of water and wastewater., 23 ed. American Public Health Association (APHA), 23rd ed. Ed. R.B. Baird, A.D. Eaton & E.W. Rice, , pp. 4-170, 5-35. ISBN 978-0-87553-287, Washington DC, USA.

Arévalo J. J. (2018). "Valoración de alternativas de tratamiento de fluidos de perforación en la industria petrolera". Tesis de Especialidad, Facultad de Ingeniería, Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia.

CFR. (2007). Drilling Fluids Toxicity Test. Protection of Environment. Appendix 2 to subpart a of part 435-oil and gas extraction point source category, Subpart A—Offshore Subcategory GPO Access, Code of Federal Regulations (CFR), Environmental Protection Agency (EPA). Washington DC, USA.

Díaz M. A., Rivas L., Martínez J., Teuteló R. y Salazar D. (2020). "Aplicación del método Zahn-Wellens para determinar biodegradabilidad de un producto antiderrames". Rev. Cubana Quím. 32(2): 262-272, ISSN 2224-5421, Cuba

GESAMP (2002). "Report and Studies No. 64. Revised GESAMP Hazard Evaluation Procedure for Chemical Substances Carried by Ships". Group on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) International Maritime Organization, ISSN 1020-4873, United Kingdom, 137pp.

Guzmán M. A. y Perea L. M. (2015). "Influencia de la concentración del oxígeno disuelto y los nutrientes sobre la biodegradabilidad aerobia de biorresiduos de origen municipal", Tesis de Ingeniería, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle. Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Santiago de Cali, Colombia.

Infante C. y Morales F. A. (2012). "Evaluación de la toxicidad en desechos y suelos petrolizados empleando semillas de *Lactuca sativa L*". Interciencia 37(10): 782-788. ISNN 0378-1844, Venezuela.

ISO 6060. (1989 Confirmado 2019). "Water quality-Determination of the chemical oxygen demand", International Organization for Standardization (ISO), Geneva. Switzerland.

ISO 9888. (1999 Confirmado 2015). "Water Quality. Evaluation of ultimate aerobic biodegradability of organic compounds in aqueous medium. Static test (Zahn-Wellens Method)", International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.

NC 32. (2009). "Calidad del suelo. Determinación del pH y la conductividad eléctrica en el extracto de saturación", Oficina Nacional de Normalización (NC), Cuban National Bureau of Standards, La Habana, Cuba.

NC 819. (2017). "Manejo de fondaje de tanques de almacenamiento de petróleo y sus derivados". Oficina Nacional de Normalización (NC), Cuban National Bureau of Standards: La Habana, Cuba.

OECD 207. (1984). "Earthworm, Acute Toxicity Tests". OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Paris, Francia.

StatPoint Inc. (2007), "Statgraphics Centurion XV. versión 15.2.05, Ed. Multilingue, extraído de: www.statgraphics.com. USA.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Yuletsis Díaz Rodríguez https://orcid.org/0000-0002-0705-1439

Desarrolló y dirigió el servicio. Participó en el procesamiento y discusión los resultados. Realizó la escritura del artículo.

Silvia Acosta Díaz https://orcid.org/0000-0002-0140-2760

Realizó los ensayos toxicológicos y la discusión de estos resultados.

Miguel Díaz Díaz https://orcid.org/ 0000-0002-0633-3477

Participó en el desarrollo del servicio y en el procesamiento y discusión los resultados químicos

Lester Rivas Trasancos https://orcid.org/0000-0001-9521-4420

Participó en el desarrollo de la investigación y en la realización de los análisis químicos.

Carlos C. Cañete Pérez https://orcid.org/0000-0002-8609-2553.

Participó en discusión los resultados y en la revisión del artículo.

Roberto Romero Silva https://orcid.org/0000-0001-9074-9178

Participó en el desarrollo del servicio y discusión de los resultados

Aproximación a los recursos hídricos potenciales en Cuba al 2030

EDUARDO O. PLANOS GUTIÉRREZ E-MAIL: eduardo.planos@insmet.cu
Unidad Técnica de Cambio Climático, Centro del Clima, Instituto de Meteorología

RESUMEN

El objetivo del artículo es presentar una aproximación a los escenarios potenciales de agua en Cuba en el año 2030; acompañada con una reflexión del estado de los principales factores que intervienen en el sector hidráulico y sus compromisos con las metas de desarrollo. Basado en métodos hidrológicos tradicionales, se realiza un balance hídrico climático a escala de país, utilizando el modelo de Budyko para la línea base 1961-1990 y los escenarios climáticos obtenidos con el modelo regional "PRECIS". Se demuestra la validez del método de Budyko y que en Cuba se está produciendo una reducción de los recursos hídricos potenciales, que se incrementará al futuro.

PALABRAS CLAVES: balance hídrico, cambio climático, evapotranspiración, recursos hídricos, precipitación.

Approach to potential water resources in Cuba by 2030

ABSTRACT

The objective of the article is to present an approximation to the potential water scenarios in Cuba in the year 2030; accompanied by a reflection on the status of the main factors involved in the hydraulic sector and their commitments to development goals. Based on traditional hydrological methods and on the results obtained with geospatial information systems, a climatic water balance is carried out at the country scale, using the Budyko model, for the 1961-1990 baseline and the climatic scenarios obtained through the regional climate model "PRECIS". The validity of the method is demonstrated Budyko and that Cuba is producing a reduction of potential water resources will be increased to the future.

KEYWORDS: water balance, climate change, evapotranspiration, water resources, precipitation

CITMA CERTIFICADO

Mayo 2021-RECIBIDO *APROBADO Enero 2022*

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

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

La última evaluación detallada de los recursos hídricos del país, fue la realizada en el marco del *"Esquema Regional Precisado para el Uso de los Recursos Hídricos y los Suelos de Cuba" (*INRH, 1986). La cifra 38,1 km^3 de recursos potenciales, que aún se presenta como referencia histórica por dicha institución, se atribuye al mencionado resultado. Pero, en otras evaluaciones realizadas en fechas posteriores, se demuestra que el potencial de agua se ha reducido y que, como consecuencia del impacto del cambio climático, se manifiesta un proceso de disminución progresiva de la disponibilidad de agua.

Las proyecciones climáticas para Cuba predicen un clima más extremo, más cálido y con déficits de agua, que regionalmente pueden ser acentuados (CITMA 2015 y 2020). La reducción de la riqueza hídrica es, principalmente, consecuencia del incremento de los procesos de pérdida de agua que se están produciendo, ocasionados por el aumento de la temperatura del aire y de la radiación solar, por cambios en el régimen de precipitación y los impactos que se producen en la cobertura boscosa, junto con otros que vienen ocurriendo en el sistema hidrológico (CITMA 2020). Las afectaciones a la disponibilidad de agua se acentúan por el impacto de la intrusión marina en los acuíferos costeros, resultante del ascenso del nivel medio del mar y por la influencia del cambio climático, aun no bien determinada, en la recarga de los acuíferos.

Teniendo en cuenta los planes de desarrollo económico y social del país, en particular en el sector agropecuario, se deduce la importancia de evaluar el impacto del cambio climático en los recursos hídricos, poniendo énfasis en la necesidad de agua que demandarán las proyecciones al 2030. Para contribuir a la comprensión de este complejo problema, el objetivo del artículo es presentar una estimación de los recursos hídricos potenciales, basada en los escenarios de cambio climático desarrollados por el Instituto de Meteorología de Cuba, mediante un balance hídrico climático, utilizando la metodología de Budyko. Como resultado se muestran y analizan los escenarios generales de los recursos potenciales de agua en Cuba en el año 2030 y se reflexiona integrando los principales aspectos relacionados con la disponibilidad de agua y sus usos.

ANTECEDENTES

En Cuba se han publicado varias evaluaciones de los recursos hídricos a escala de país; de las cuales, el INRH refrenda en su página web la resultante del ya mencionado esquema regional precisado (https://www.hidro.gob.cu/es). La tabla 1 contiene un resumen de los balances hídricos que han sido publicados.

El esquema regional precisado (INRH 1986) se reconoce como la más rigurosa de las evaluaciones hechas de los recursos hídricos en Cuba a escala de país, regiones y cuencas, donde se abarcaron aspectos naturales y humanos relacionados con el desarrollo hidráulico. Los resultados, materiales y métodos utilizados no fueron publicados de manera libremente accesible. No obstante, a este trabajo se atribuye la determinación de los recursos hídricos potenciales en 38,1 km^3 y, por tanto, esta es una cifra de referencia para comparar la evolución temporal del clima y la hidrología. La principal limitante que puede señalarse a este esfuerzo, no achacable a sus autores, es la imposibilidad que se tuvo de prever el cambio climático en las proyecciones de desarrollo propuestas, dado que no era un tema de trabajo reconocido en esos años.

Batista (2016), también realizó un análisis detallado del escurrimiento promedio en 58 cuencas hidrológicas superficiales, con un período común comprendido entre 1964-1988. Como resultado, los recursos hídricos potenciales se estimaron en 31,9 km^3. Para esto, este autor determinó el módulo de escurrimiento en las regiones occidental, central y oriental, teniendo en cuenta la precipitación y la altitud, como criterios de regionalización; y estableció el modelo siguiente:

$$M_o = aP^b 10^{-14}$$ (1), donde *a* y *b* son parámetros de ajustes y *P* la precipitación

Las otras estimaciones conocidas fueron a escala de país, basadas en balances hídricos climáticos. Estas fueron realizadas por el INRH para las comunicaciones nacionales a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CITMA 2001 y 2015).

Tabla 1. Evaluaciones realizadas de los recursos hídricos en Cuba

Recursos hídricos potenciales (km^3)	Autor	Período de referencia	Observaciones
38,1	INRH 1986	No existe información verificable	31,7 km^3 son aguas superficiales y 6,4 subterráneas. El máximo aprovechable es 23,9 km^3.
32,0	INRH 2000	1961-1990	Publicada en la Primera Comunicación Nacional Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CITMA 2001)
31,9	Batista 2016	1964-1988	25,45 km^3 son aguas superficiales y 6,45 km^3 subterráneas.
32,4	INRH 2015	1961-1990	Publicada en la Segunda Comunicación Nacional Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CITMA 2015)

02 MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se basa en la metodología de balance hídrico climático desarrollada por Budyko (Rivero 2008), para analizar las diferencias regionales en el balance anual de agua a largo plazo. Du et al. (2016) demuestran que este método es eficaz para investigar la influencia del cambio climático en la escorrentía media anual y la evapotranspiración. Con este modelo se reflejan los principales factores que controlan el promedio a largo plazo de la evapotranspiración (*ETP*), los cuales están dados por la disponibilidad de agua en la atmósfera, representada por la precipitación (*P*) y la evapotranspiración potencial (*Eo)*. Este es un procedimiento estrictamente climático, que no permite separar las contribuciones al flujo hídrico del cambio climático y de otros factores; así como tampoco considerar, de manera específica, otros procesos que influyen en la producción de agua aprovechable, ya a nivel de la superficie terrestre. Pero el modelo ofrece un balance hídrico adecuado para el objetivo fundamental de este artículo.

El modelo Budyko representa una simplificación de la fórmula general de balance hídrico, mediante la ecuación 2 (Rivero 2008):

$$S = P - E - w$$ (2), donde *S*: lámina de escurrimiento (mm); *P:* precipitación (mm); y *E*: evapotranspiración real (mm) y *w:* agua retenida en el suelo.

La solución de esta ecuación utiliza variables físicas intermedias, que se estiman de la manera siguiente:

- Balance anual de radiación (R_0) en Kcal / cm^2 – año a partir de la expresión:
$$R_o = 3.65T$$ (3), donde *T*: temperatura anual en ºC

- Índice radiativo de aridez (B):

$B = 10^{R_o/LP}$, (4), donde P: precipitación anual en mm y L: calor latente igual a 0.585 kcal/g

(c) Evaporación potencial (E_o):

$$E_o = 10^{R_o/L} \text{ (5), donde } E_o\text{: evapotranspiración potencial en mm}$$

(d) Evapotranspiración real (E),

$$E = \mathrm{P}\left(B[1 - \cosh B + \sinh B]\tanh {}^{1}/_{B}\right)^{0.5} \text{ (6)}$$

Para el análisis de la precipitación y la temperatura histórica se utilizaron datos observados en las redes de estaciones del Instituto de Meteorología (Insmet) y del Instituto Nacional de Recursos Hidráulico (INRH). Las series utilizadas corresponden al período 1961-2020 y 1901-2020, esta última reconstruida para los fines de este trabajo, basado en Rodríguez (2005). Los resultados se presentan a escala de país.

No se requirió analizar la calidad de los datos con los métodos establecidos por la Organización Meteorológica Mundial; dado que las series seleccionadas fueron empleadas y analizadas en los estudios para la "Tercera Comunicación Nacional a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático" (CITMA 2020), donde fueron rigurosamente estudiadas con este fin. No obstante, los resultados obtenidos a partir de estos datos fueron ajustados, en correspondencia con la escala de los mapas y la densidad de las redes utilizadas; eliminando las estaciones que no aportaban información significativa para el propósito de mostrar la distribución espacial de las variables del balance hídrico seleccionadas.

En el caso de las tendencias, habiendo sido determinado su nivel de significación en los estudios antes mencionados, se empleó el reconocimiento visual; como criterio suficiente para el propósito del artículo. Pero, como elemento de apoyo al análisis de las tendencias y de la caracterización de las series, se utilizó el criterio de medias móviles para períodos de 30 años, aplicada al valor promedio de las variables del balance hídrico y al coeficiente de variación de las series (Cv).

Con el fin de demostrar la competencia del modelo de Budyko en la estimación de los recursos hídricos potenciales, se utilizó el índice de eficiencia de Kling-Gupta (Gupta et al. 2009 y Kling et al. 2012) para determinar la eficiencia del mencionado modelo. Este índice se define de acuerdo a la ecuación:

$$KGE = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + \left(\frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\bar{y}_{sim}}{\bar{y}_{obs}} - 1\right)^2} \text{ (7),}$$

donde r es el coeficiente de correlación de Pearson, σ la desviación estándar y $\bar{y}$ la media de los valores simulados u observados, según corresponda. Cuando KGE = 1, se infiere una coincidencia perfecta, mientras que valores negativos son "malas" simulaciones.

Por el papel que en el modelo de balance aplicado tiene la relación entre la energía (representada por la E_o) y la disponibilidad de agua (simbolizada por la P), y también porque se utilizó como apoyo conceptual para la caracterizar la transición climática que viene sucediendo en el país, se estimó el "*Índice de aridez*" *(K*). Este índice se expresa mediante la ecuación 8

$K = {}^{P}/_{E_o}$ (8), donde *P*: precipitación y E_o: evaporación potencial

Adicionalmente se ajustó el método del "Soil Conservation Service" (SCS) a las series de datos utilizadas en el trabajo, para modelar la relación precipitación caudal (Ven Te Chow 1988), con el fin de corroborar los resultados obtenidos a través de Budyko. Los parámetros "curva número" (*CN*) y "coeficiente de escurrimiento" (*n*) se obtuvieron por ajuste gráfico. Teniendo en cuenta que el uso de este método fue un recurso empleado para comprobar los resultados, a continuación se presentan, simplificadamente, sus procedimientos.

Se calcula le retención potencial (*S*) mediante

$S = 25.4 * [(1000 \,/\, CN) - 10]$ (9), donde *CN*: curva número determinada por ajuste gráfico

El caudal (*Q*) con

$Q = {}^{[P-(n*S)]^2}/_{P+[(1-n)*S]}$ (10), donde *P*: precipitación del período que se analiza y *n*: parámetro del modelo asociado al suelo determinado por ajuste gráfico

Las estimaciones del clima futuro fueron obtenidas con el modelo climático regional "PRECIS" (Providing REgional *Climates* for Impacts Studies), para los escenarios de "Rutas de Concentración Representativas" (RCP, por sus siglas en inglés): RCP 2,6; 4,5 y 8,5 (CITMA 2020). En el *downscaling* dinámico de los RCP se utilizó el modelo global HadGEM2-ES (Collins et al. 2008) y, al respecto, es oportuno mencionar que los resultados con otros modelos que funcionan en el ambiente del PRECIS muestran tendencias concordantes con las descritas en este trabajo. El período de referencia para examinar el impacto del cambio climático fue el 1961-1990 y la proyección al futuro fue para el año 2030.

Los mapas que se presentan tienen una resolución de 25 km (625 km^2), en correspondencia con la resolución de las actuales salidas del modelo "PRECIS". Como resultado, se muestran los siguientes mapas anuales: escurrimiento potencial para el período de referencia y el año 2030, y diferencia entre los mapas de escurrimiento en el 2030 respecto al período histórico. Del mismo modo se exponen gráficos combinados para exponer las tendencias de las variables trabajadas.

03 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VARIACIONES Y CAMBIOS EN COMPONENTES DEL BALANCE HÍDRICO

La precipitación desempeña un rol protagónico en los procesos hidrológicos que se desarrollan en Cuba. Para dar una visión detallada del comportamiento de esta variable, se aprovecha el trabajo de Rodríguez (2005), donde se construyen series que comprenden el período 1901-2004, para extender la serie anual aquí utilizada hasta el año 2020, mediante la relación lineal con una serie obtenida del "*Sistema de Vigilancia del Clima*" del INSMET. La correlación entre ambas series es muy alta, con un coeficiente de *r*=0,96. La figura1muestra la serie reconstruida para el período 1901-2020 y la media móvil de 30 años del valor promedio de la precipitación y del *Cv* de la serie.

El valor promedio de precipitación a escala de país en el período 1901-2020 es 1314 mm, con un *Cv* de 0,10 (figura 1). La variabilidad de este elemento en los últimos 120 años, visualmente demuestra que, de 1901 al 1960, la tendencia es acentuadamente creciente, con un promedio de 1323 mm y un *Cv* de 0.08; y desde el 1960 hasta el 2020, el sentido predominante es decreciente y el promedio 1307

mm, con un *Cv* de 0,12. En el período comprendido entre 1960 al 2020 se distinguen dos sub-períodos, con las características siguientes: (a) 1960 al 1990 con tendencia claramente negativa, y promedio de 1292 mm y *Cv* de 0,13 y (b) 1991 al 2020, donde no se observa una tendencia claramente definida, y promedio de 1322 mm y un *Cv* de 0,11.

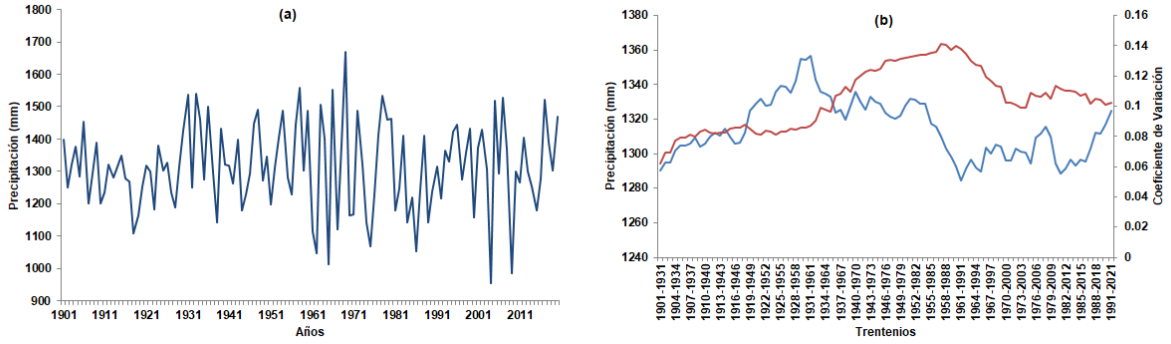


Figura 1. (a) Precipitación anual y (b) Medias móviles (línea azul) y Cv (línea roja).

La evapotranspiración es el otro componente del balance hídrico que actúa como un modulador de la transformación de la precipitación en agua potencial. Los resultados obtenidos demuestran que los procesos de pérdida que ocurren por esta vía son elevados (figura 2). Existen un conjunto de factores atmosféricos que favorecen este fenómeno, entre los más importantes: el incremento de la temperatura del aire, la disminución de la cobertura nubosa y el incremento de la radiación solar (CITMA 2020); elementos que se combinan con los procesos del sistema hidrológico a nivel terrestre, como las variaciones en la cobertura vegetal, el mantenimiento de la humedad en el suelo y el intercambio de agua entre la superficie y las aguas subterráneas, para determinar el agua aprovechable.

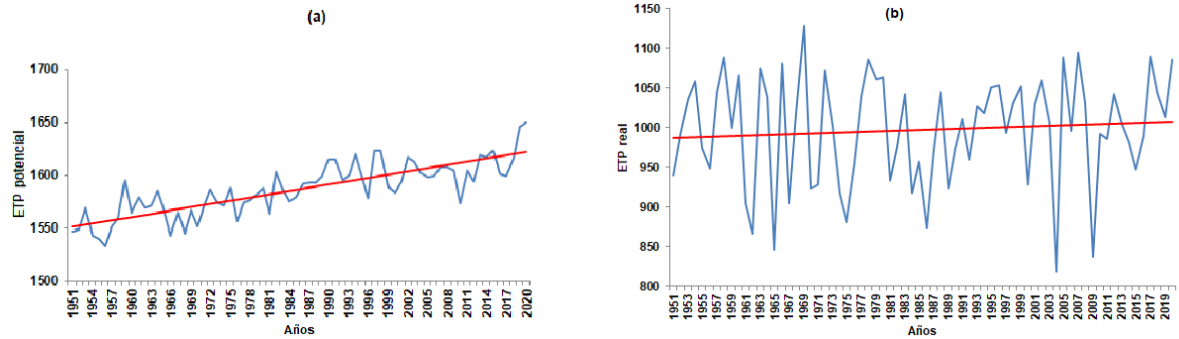


Figura 2. (a) Evaporación potencial a la izquierda y (b) Evaporación real a la derecha. Estimadas por modelo de Budyko (Rivero, 2008)

El Índice de aridez suministra información relevante para analizar los procesos climáticos e hidrológicos. La figura 3 representa las anomalías del índice con respecto al valor que marca el límite entre las condiciones de clima húmedo y sub-húmedo. Existe una tendencia negativa, como consecuencia del predominio de la evapotranspiración con relación a la precipitación. Lo anterior se refleja en los procesos hidrológicos, explicando las tendencia que en ellos se verifica. Es importante llamar la atención a que la reducción de los recursos hídricos a la escala hidrológica debe ser mayor, como consecuencia de la intervención de otros factores terrestres ya mencionados y, además, por el impacto de la intrusión marina y las afectaciones en la recarga de los acuíferos, entre otros. Basado

en este índice, se ratifica la conclusión de que se viene produciendo un cambio de un clima húmedo a uno sub-húmedo, que se acentúa a partir del inicio de la década de los años 60 (CITMA 2015).

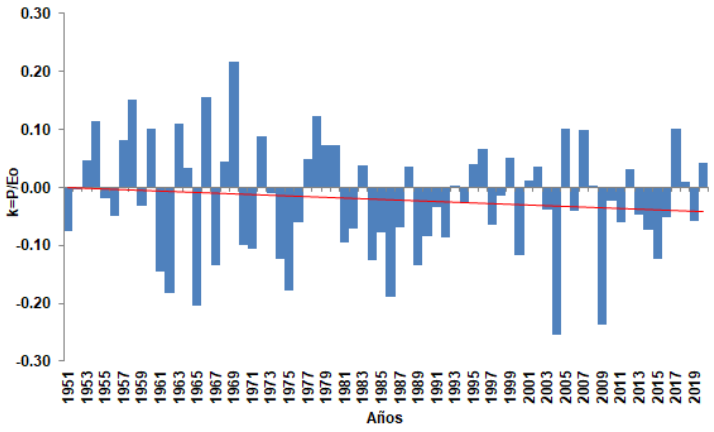


Figura 3. Anomalía del Índice de aridez respecto al valor K=0.85, límite entre las condiciones climáticas húmeda y sub húmeda. Tendencia (línea roja)

Para el análisis del escurrimiento se tomaron en cuenta las variables siguientes: lámina (mm); volumen (km^3) y módulo ($l/s/km^2$), y se puso atención a la comprobación de la efectividad del modelo de Budyko en la determinación de los mencionados componentes. La tabla 2 compara, de forma satisfactoria, los recursos hídricos potenciales calculados en otros estudios con el resultado obtenido utilizando el modelo de Budyko. Con idéntico objetivo se seleccionaron un grupo de estaciones hidrométricas con observaciones de caudal entre 1961-1990 y, en estas, se estimó en volumen de escurrimiento promedio del período con la metodología adoptada (tabla 3). En la figura 4 se integran, en una serie única, los resultados de Batista (2016) en 58 estaciones hidrométricas con la estimación a través del método de balance que aquí se utiliza, obteniendose una buena relación, con un coeficiente de correlación *r*=0,93.

Tabla 2. Resultados del cálculo de balances hídricos con Budyko y balances precedentes

Período	Fuente	Recursos potenciales (km^3)	Recursos potenciales por Budyko (km^3)
1961-1990	CITMA. 2001. Primera Comunicación Nacional	32,0	32,9
1961-1990	CITMA. 2015. Segunda Comunicación Nacional	32,4	32,9
1964-1988	Batista 2016	31,9	33,8

Tabla 3. Balances hídricos con Budyko y con registros hidrométricos. Período 1961-1990

Río/Estación	T (°C)	P (mm)	W obs (Hm^3)	WB yudiko (Hm^3)	Error relativo (%)
Toa/El Toro II	24,6	1763	205,9	204,7	-0,58
Toa/Aguacate	24,6	1763	927,2	933,6	0,69
Yaguarana I	23,8	1141	111,9	118,5	5,90
Cautillo/La Virgen	19,6	1780	123,6	113,5	-8,17
Cautillo/La Fuente	25,1	1096	44,2	40,0	-9,50
Cauto/Salto Travesía	25,0	1500	362,7	354,0	-2,40
Zaza/Paso Ventura	24,0	1387	298,3	327,7	9,86
Sta Cruz/Sta Ana	25,1	1420	36,6	37,8	3,28

T, temperatura media del aire; P, precipitación media anual; Wobs, volumen promedio anual de escurrimiento observado; W_{Budyko}, volumen promedio anual de escurrimiento estimado mediante metodología de Budyko

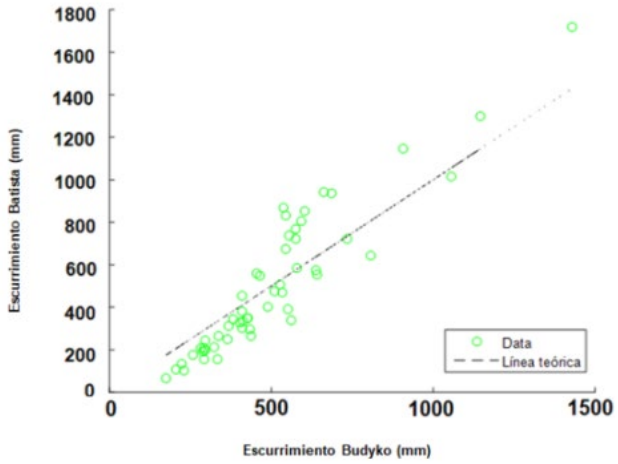


Figura 4. Relación entre escurrimientos estimados por Budyko y observado en estaciones hidrométricas. Coeficiente de correlación r=0.93. Período 1964-1988

Para comprobar la eficiencia de la formulación de Budyko, se ajustó el modelo del *SCS* a la relación entre la precipitación y la lámina de escurrimiento (figura 5), en una serie construida con el ensamble de los datos obtenidos mediante Budyko y los observados en las estaciones hidrométricas utilizadas por Batista (2016). Teniendo en cuenta que el ajuste del mencionado modelo se empleó en un conjunto de estaciones hidrológicas distribuidas en el país, la curva número (*CN*) se determinó por ajuste gráfico. Los valores de *CN* obtenidos y los coeficientes de escurrimiento derivados del empleo de este método, reflejan correctamente el ambiente hidrológico cubano, caracterizado por el predominio de los procesos de infiltración y coeficientes de escurrimiento que, como promedio, varían entre 0,2 y 0,3. La tabla 4 contiene los parámetros obtenidos del método del *SCS*, comparados con las estimaciones hechas con Budyko. Los resultados demuestran la validez de Budyko, con un coeficiente de correlación de Pearson *r* = 0,93 y la eficiencia de Kling-Gupta, *KGE* = 0,73.

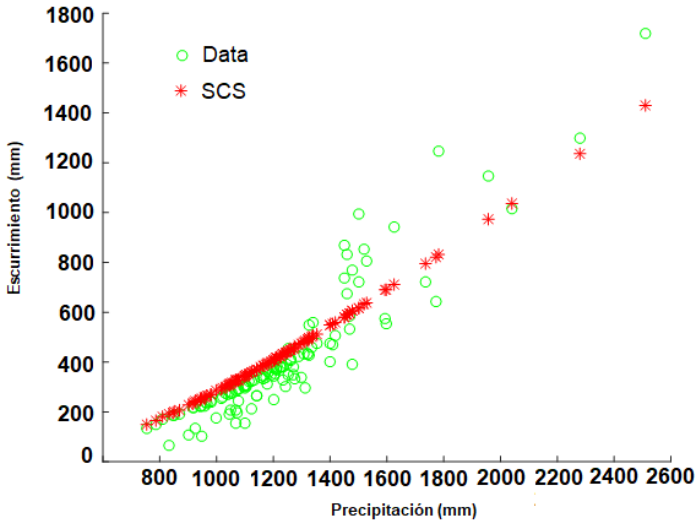


Figura 5. Ajuste del modelo SCS a los datos ensamblados Budyko-Batista. Parámetros del modelo *n* = 0,299 y *CN* = 15,498. Coeficiente de correlación de Pearson *r* = 0,9313 y la eficiencia de Kling-Gupta *KGE* = 0,7323

Tabla 4. Resultados del ajuste del Método del Soils Conservation Service y del método de Budyko

Aplicación	Métodos del Soil Conservatio Service			Método de Budyko
	CN	n	Q_{SCS} (km^3)	Q_{Budyko} (km3)
Serie 1961-1990	12.512	0.2367	35.9	33.8
RCP 2.6 2030	13.212	0.2192	29.9	30.6
RCP 4.5 2030	14.196	0.2078	30.7	31.3
RCP 8.5 2030	14.090	0.2121	29.1	30.3

Se puede resumir que las condiciones hidrológicas en el país se corresponden con el escenario climático antes descrito. En los últimos años está ocurriendo una ligera disminución de la disponibilidad potencial de agua, como se onserva en la figura 6. En la tabla 5 se resumen los valores correspondientes a tres períodos representativos de uso común en los estudios de cambio climático. Los recursos hídricos potenciales en la actualidad son aproximadamente 33 km^3.

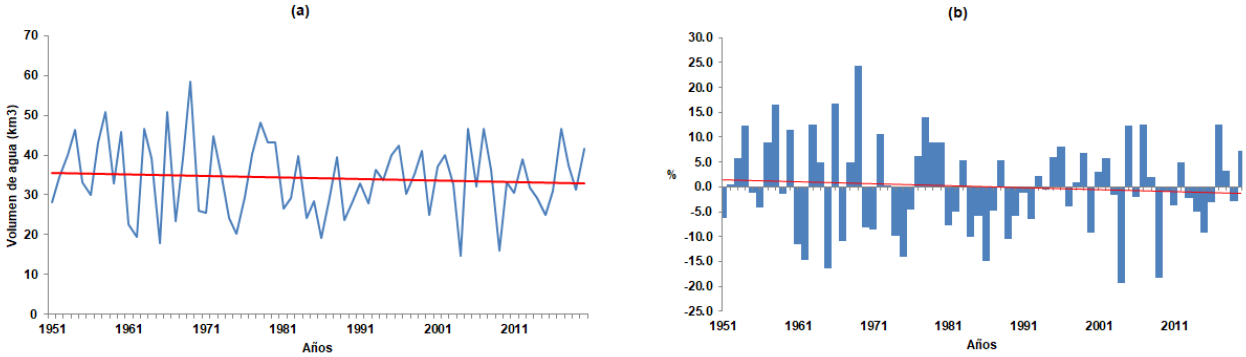


Figura 6. (a) Escurrimiento anual estimado por Budyko y (b) Anomalía del escurrimiento anual respecto a la linea base 1961-1990

Tabla 5. Recursos hídricos potenciales. Períodos representativos

Período	Recursos hídricos potenciales (km^3)	Observaciones
1951-2020	34,2	Serie más extensa con datos certificados
1986-2010	32,8	Período recomendado por la OMM
1961-1990	32,9	Línea base utilizada en Cuba en estudios de cambio climático

RECURSOS HÍDRICOS POTENCIALES EN EL 2030

El nivel de desarrollo alcanzado en la modelación del clima en Cuba y, en particular, su resolución espacial (25 km - 625 km^2), combinado con la eficacia demostrada por el "Sistema de Vigilancia del Clima" del INSMET, constituyen herramientas de trabajo útiles para incorporar la evaluación del estado del clima y las proyecciones climáticas a las decisiones de desarrollo. El balance hídrico climático se puede emplear usando los datos e informaciones que brinda el menciondo sistema de vigilancia, con lo cual es posible estimar los recursos hídricos potenciales a escala de país, región y cuencas, con un nivel de detalle adecuado para la toma de decisiones estratégicas.

A continuación se presentan y analizan los resultados del balance hídrico para el año 2030 en los escenarios *RCP* 2,6; 4,5 y 8,5; así como también se muestran las tendencias climáticas e hidrológicas a más largo plazo, basado en los resultados de la modelación del clima. La figura 7 contiene las tendencias obtenidas para la precipitación y la temperatura del aire mediante el modelo PRECIS para el territorio cubano. En estos gráficos visualmente se aprecia que en el escenario *RCP* 2,6; la precipitación tiene una débil tendencia al incremento y un sentido decreciente en los escenarios *RCP* 4,5 y 8,5; mientras que se manifiesta un incremento notable de la temperatura del aire en todos los

escenarios, magnitud que oscila entre 1,3 y 2,0 ºC respecto al período de referencia 1961-1990. Estos resultados concuerdan con los presentados por CITMA (2020) y CEPAL/CAC-SIC (2020), quienes determinaron una tendencia mayoritaria negativa en los porcentajes anuales de precipitación y claramente positiva en la temperatura del aire, en los resultados de modelos de circulación global bajo *RCP* en la región de Centroamérica y el Caribe.

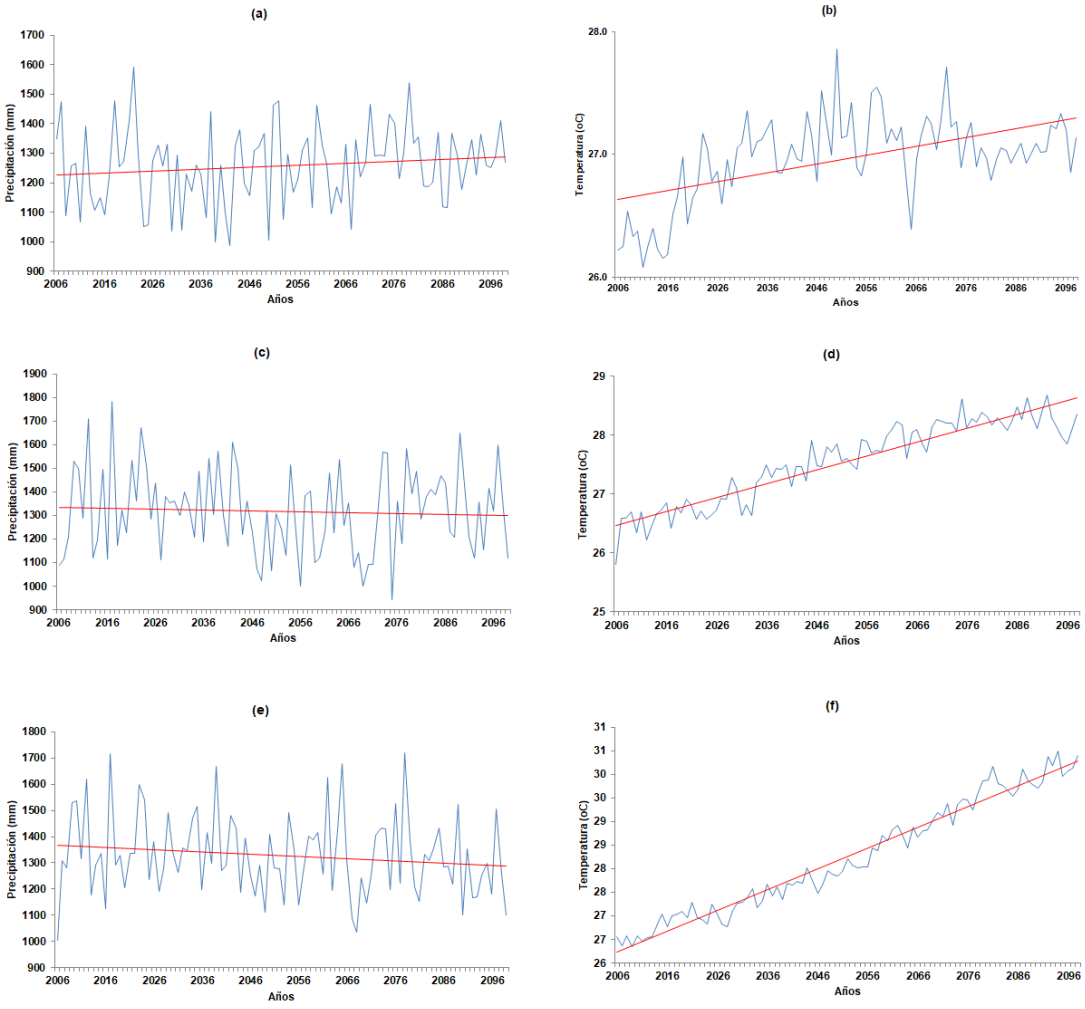


Figura 7. Precipitación anual (mm) y temperatura anual promedio del aire (°C): (a) Precipitación RCP 2.6, (b) Temperatura RCP 2,6; (c) Precipitación RCP 4,5; (d) Temperatura RCP 4,5; (e) Precipitación RCP 8,5; (f) Temperatura RCP 8,5. Fuente: CITMA, 2020

Los resultados del balance hídrico en el 2030 reflejan una reducción del volumen potencial de agua con respecto a la línea base, que comparado con la cifra histórica que se maneja en el país (38,1 km^3) representan una disminución que oscila entre el 18 y 21% (figura 8). En la tabla 5 se presentan las variables del balance hídrico para el año 2030, correspondiente a cada *RCP*. Como se ha descrito, la combinación de los incrementos de temperatura y evapotranspiración, combinado con una ligera reducción de la precipitación, determinan una disminución de los recursos hídricos potenciales. Comparado con los recursos hídricos estimados para la línea base 1961-1990, la reducción máxima de agua es del orden del 11%.

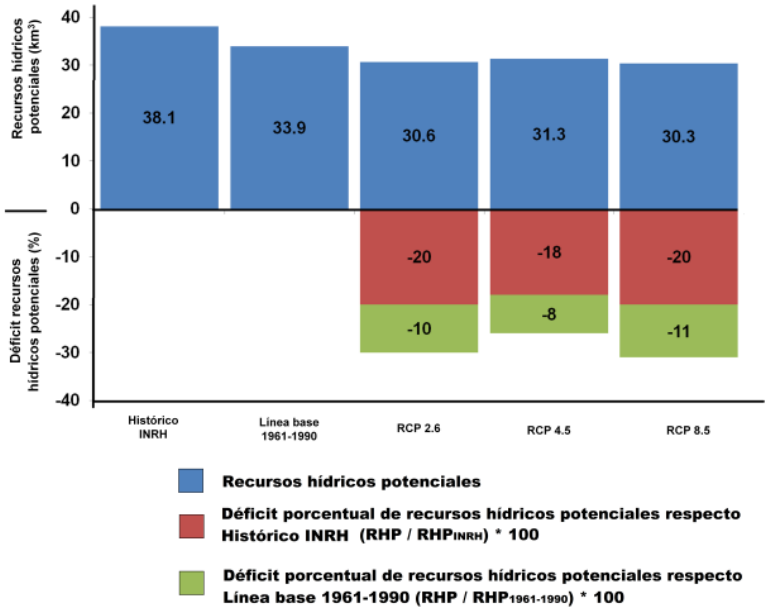


Figura 8. Recursos hídricos potenciales al 2030 para cada escenario *RCP* y su relación porcentual con las referencias históricas 1961-1990 y referencia del INRH

Tabla 5. Resultado del balance hídrico por la formulación de Budyko

Variables	Línea Base	Escenarios 2030		
	1961-1990	RCP 2.6	RCP 4.5	RCP 8.5
Precipitación (mm)	1271,1	1258,2	1269,8	1253,9
Temperatura (°C)	24.9	26,5	26,5	26,6
ETP potencial (mm)	1561,1	1641,7	1789,1	1669,8
ETP real (mm)	957,4	969,1	1008,2	973,3
Escurrimiento (km^3)	33,8	30,6	31,3	30,3

Para dar una visión del comportamiento espacial de los recursos hídricos potenciales, en la figura 9 se expone la distribución espacial de la lámina de escurrimiento bajo los escenarios climáticos considerados para este trabajo y, en la figura 10, se muestra el previsible déficit de escurrimiento en cada *RCP* con respecto al período de referencia. En esta última figura se aprecia que en el *RCP* 8,5 el déficit puede ser significativo en las principales zonas montañosas del país y especialmente en el sistema montañoso Sagua Baracoa. En la tabla 6, se resume la diferencia regional de escurrimiento en cada escenario respecto a la línea base 1961-1990; observándose que, de manera general, espacialmente se producirá una reducción del volumen de escurrimiento en todo el país, siendo la Región oriental la más afectada.

Tabla 6. Diferencia regional entre el escurrimiento para cada *RCP* respecto a la línea base 1961-1990

RCP	Región Occidental (%)	Región Central (%)	Región Oriental (%)
RCP 2.6	-20,9	-25,8	-31,0
RCP 4.5	-25,2	-20,0	-23,4
RCP 8.5	-25,8	-21,1	-29,0

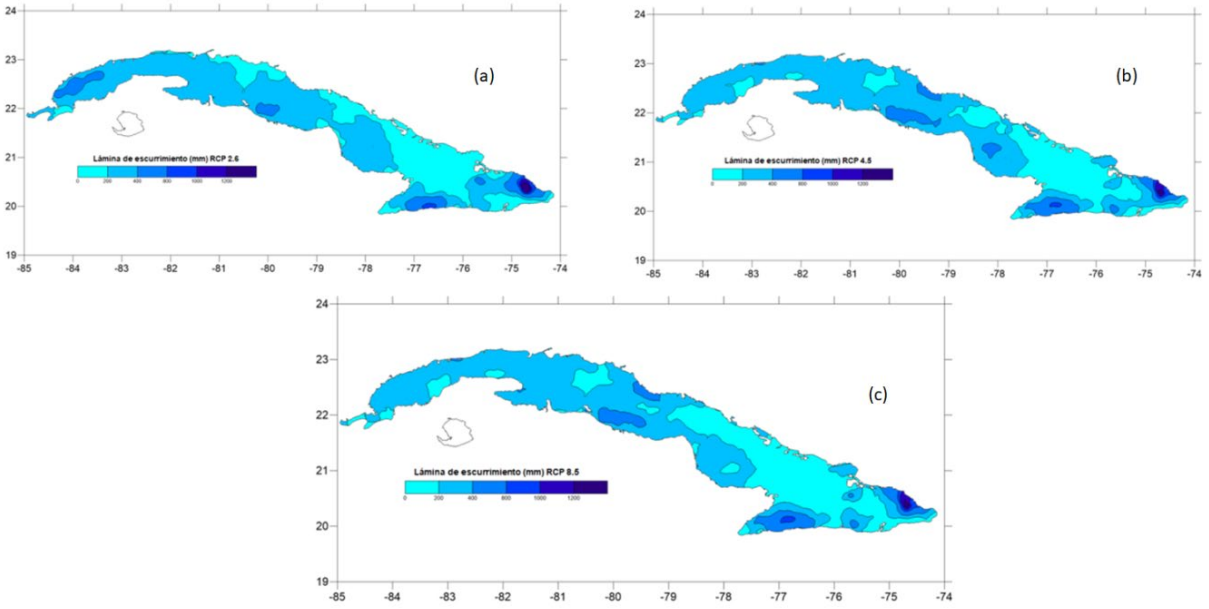


Figura 9.

Distribución espacial de la lámina de escurrimiento (mm) para los escenarios climáticos futuros: (a) *RCP* 2,6; (b) *RCP* 4,5 y (c) *RCP* 8,5. Nota: la Isla de la Juventud no fue procesada

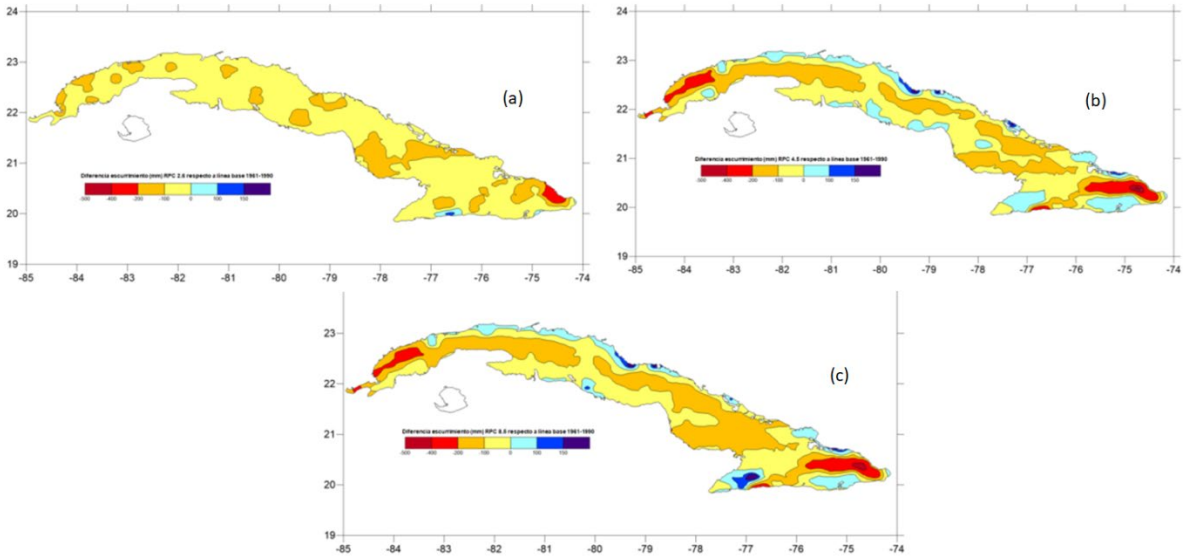


Figura 10. Diferencia escurrimiento (mm) *RCP* respecto a la línea base 1961-1990 (a) *RCP* 2,6; (b) *RCP* 4,5 y (c) *RCP* 8,5. Nota: la Isla de la Juventud no fue procesada

RETOS ACTUALES Y FUTUROS

Cuba cuenta con una poderosa infraestructura hidráulica que ha garantizado las necesidades hídricas del país desde el surgimiento de la "Voluntad Hidráulica" en 1963. Pero este sistema es muy vulnerable al impacto del cambio climático. "*El 57 % de nuestras presas (casi todas de tierra) fueron construidas antes del año 1980 o durante ese año, cuando el cambio climático aún no tenía un peso apreciable en las series hidrológicas en que se sustentaron sus diseños, y que esto incluye, en números redondos, alrededor de 80 % de los 21 embalses que cuentan con volúmenes de almacenamiento de 100 hm^3 o más*" (Velazco 2016). Debido a esto, los parámetros de diseño de las obras ya construidas responden a una hidrología que ha cambiado y que continuará cambiando, con implicaciones más

severas que las actuales en su funcionamiento. A la vez que, como consecuencia de la intensidad de los procesos de erosión y sedimentación que tienen lugar en el país, se han reducido las capacidades de embalses, afectando el índice de agua disponible; según Laiz y Flores (2010), en un estudio que comprendió ocho embalses, la reducción de su capacidad de almacenamiento por esta causa, es del 17%.

Por otra parte, la intrusión marina; una consecuencia inevitable del cambio climático, limita directamente a la cuantía de recursos hídricos potenciales y aprovechables. En este sentido, los esfuerzos han estado concentrados en determinar la posición de la intrusión salina dependiente del ascenso del nivel del mar. Sin embargo, los cambios que se verifican en el régimen pluvial y en la generación de recursos hídricos, deben influir desfavorablemente en la recarga de los acuíferos y la relación de este recurso con los ecosistemas que yacen en la superficie y, como consecuencia, en el régimen hidrológico de los ríos y de los servicios ambientales que de ello depende.

El sistema hidráulico, además de trabajar con las vulnerabilidades descritas en el párrafo precedente, funciona bajo una condición de "estrés hídrico extremo". Este indicador, visto en función de los recursos potenciales en la década de los años 80 era de un 35%, actualmente del 42% y en el 2030, sin incluir la ampliación de las capacidades de agua disponible, superará el 55%. La capacidad natural de reponer el agua usada es baja; condición que se agravará en el mediano plazo. Lo anteriormente expresado tiene una influencia significativa en la planificación de los usos del agua, y son vulnerabilidades que deben ser debidamente valoradas.

Dado el peso del sector agropecuario en el consumo de agua; si se consideran las normas de riego como un indicador de uso de este recurso, es *importante referir que en la actualidad "excepto en el caso de la papa, el rendimiento de los cultivos en Cuba por metros cúbicos de agua es muy bajo si se compara con indicadores internacionales" (Herrera et. al, 2011). Mientras que resultados obtenidos en el Programa Nacional de Ciencia sobre Cambio Climático demuestran que ocurrirá un incremento de las normas de riego, como consecuencia del impacto del cambio climático (Planos et al. 2018), lo cual también tendrá un efecto negativo sobre la disponibilidad de agua.*

El incremento de la producción agrícola es una meta que tiene como objetivos alcanzar la soberanía alimentaria y la sustitución de importaciones, y para que esto se cumpla, la disponibilidad de agua es indispensable. En los análisis más recientes sobre la política agrícola, publicados en Cubadebate (2021), se ha señalado que en Cuba existen reservas productivas de tierra para la producción agrícola. Al mismo tiempo, se afirmó que apenas el 7% del área cultivada tiene riego, y que esto es un elemento que afecta el despegue de la agricultura, porque, si no hay riego no se logra los rendimientos necesarios. Sin embargo, para tales propósitos, debe considerarse las perspectivas que existen con la disponibilidad de agua en el país.

La esencia del problema que se debe atender, desde el punto de vista de las políticas públicas, son claramente señaladas en un informe de UN-Water (2019), donde se indica que "*… debido a la crisis mundial del cambio climático, aumenta la variabilidad del ciclo del agua, lo que dificulta la previsión de la disponibilidad de recursos hídricos, disminuye la calidad del agua, exacerba aún más su escasez y constituye una amenaza al desarrollo sostenible…".* El "*aumento del estrés hídrico y la satisfacción de la demanda futura exigirán tomar decisiones cada vez más difíciles sobre la distribución de los recursos hídricos entre los diferentes usos posibles del agua*" (UN-Water 2019). Lo señalado por dicha agencia internacional de Naciones Unidas es perfectamente aplicable al caso cubano.

04 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados presentados en este trabajo demuestran que se está produciendo una reducción de los recursos hídricos potenciales. Como resultado se estima que los recursos hídricos potenciales actuales del país son 33 km^3, un 15% menos de los 38,1 km^3 que se consideran existen, y en el año 2030, serán 30 km^3, lo que representaría un déficit superior al 21%, con respecto a la cifra refrendada por el INRH. Pero el escenario actual y futuro de agua aprovechable debe ser más crítico, porque además de que no todos los recursos hídricos potenciales son aprovechables, adicionalmente, los recursos de agua subterránea sufrirán afectaciones por el impacto de la intrusión marina y por los cambios previsibles que ocurren y que se intensificaran en la recarga natural y en el nivel estático de los acuíferos.

La distribución espacial del déficit de escurrimiento al 2030 indica que, en cualquiera de los escenarios climáticos del futuro, la reducción de agua se manifestará en todo el país, con mayor incidencia en las regiones occidental y oriental, aunque las diferencias regionales no son notables. Por otra parte, aunque no ha sido tratado en este artículo, las proyecciones hechas al futuro también demuestran que, hacia finales del siglo, la reducción de los recursos hídricos potenciales continuará acentuándose.

Los resultados obtenidos aconsejan a dar una mirada más profunda en las proyecciones, actuales y futuras, de la relación demanda - suministro, para garantizar los planes que dependan de la disponibilidad de agua, incluyendo las necesidades hídricas de los ecosistemas naturales. Es impostergable la reevaluación detallada de los recursos hídricos del país a todas las escalas; así como de todas las obras hidráulicas existentes, para considerar adecuadamente los cambios que se han producido y están ocurriendo en el régimen hidrológico.

Se requiere integrar la gestión sectorial en las políticas climáticas y fortalecer la investigación científica sobre los impactos del cambio climático y la adaptación en la gestión sectorial y social. Como parte de esto, los sistemas de vigilancia climática e hidrológica también deben ser fortalecidos e integrados, preferiblemente en un sistema unificado, como soporte de las decisiones de adaptación al cambio climático

05 REFERENCIAS

Batista J. L. (2016). “Evaluación de los recursos hídricos de Cuba”, Revista geográfica 157, pp 73-83, ISSN 2663-399X, Instituto Panamericano, extraído de: http://repositorio.geotech.cu/jspui/handle/1234/1675, en marzo del 2021

CITMA. (2001). “Primera Comunicación Nacional a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático”, extraído de: https://unfccc.int/gcse?q=Cuba en marzo del 2010. Cuba

CITMA. (2015). Segunda Comunicación Nacional a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático”, extraído de: https://unfccc.int/documents/104917 en julio del 2020.Cuba

CITMA. (2020). “Tercera Comunicación Nacional a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático”, extraído de: https://unfccc.int/documents/266604, en diciembre del 2020.Cuba

Collins W.J., Bellouin M. Doutriaux-Boucher N., Gedney T., Hinton C. D., Jones S., Liddicoat G., Martin F., O'Connor J., Rae C. , Senior I., Totterdell,S. , Woodward T. and Reichler J. (2008). Evaluation of the HadGEM2 model. Met Office Hadley Centre Technical Note no. HCTN 74, available from Met Office, FitzRoy Road, Exeter EX1 3PB

CEPAL/CAC-SIC. *(2020).* "Análisis espacial de datos históricos y escenarios de cambio climático en México, Centroamérica, Cuba, Haití y la República Dominicana", LC/MEX/TS.2020/43, Ciudad de México.

Cubadebate. (2021). "Para tener más arroz cubano en la mesa". extraído de: http://mesaredonda.cubadebate.cu/mesa-redonda/2021/04/14/medidas-para-el-fortalecimiento-de-la-agricultura-cubana-video/ en septiembre del 2020.

Du C., Sun J., Yu F., Liu X. and Chen Y. (2016). "New interpretation of the role of water balance in an extended Budyko hypothesis in arid regions". Hydrology and Earth System. Sciences., 393–409, ISSN 1027-5606, extraído de: https://hess.copernicus.org/articles/20/393/2016/ en marzo 2021.

Gupta H., Bastidas L., Sorooshian S., Shuttleworth W., Yang Z. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. Journal of Hydrology 377, 80–91.doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.08.003.

Herrera J, López T. y González F. (2011). "El uso del agua en la agricultura en Cuba. Ingeniería Agrícola", Ingeniería Agrícola, ISSN-2227-8761, vol. 1, No. 2, pp. 1-7. Cuba.

INRH (1986). **"**Esquema regional precisado para la utilización de los recursos hídricos y de suelos de las provincias cubanas". Informe Técnico. INRH, La Habana. Cuba.

Kling H., Fuchs M. and Paulin M. (2012). Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. Journal of Hydrology 424, 264–277. doi: 10.1016/j.jhydrol.2012.01.011.

Laiz O y Flores E. (2010). "Pérdida de capacidades almacenaje en embalses cubanos", Aqua-LAC, Vol. 2, No 2, pp. 12 – 21, ISSN 1688-2873. Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe, Unesco.

Planos E, Gutiérrez T., Capote R., Barranco G., Salabarría D. y Vales M. (2018). "Aportes del Programa Nacional de Ciencia Cambio Climático en Cuba: Impactos, Adaptación y Mitigación". Agencia de Medio Ambiente. Editorial AMA. Cuba.

Rodríguez F. (2005)**.** "Estudio pluvial de Cuba. Período principal 1961-2000", Informe técnico INRH, 2005, 65 pp. Cuba

Rivero R. (2008). "Workbook on climate change impact assessment in agriculture basic knowledge, methodologies and tools". ISBN 978-976-95260-1, Institute of Meteorology and Caribbean Community Climate Change Center.

UN-Water. (2019). "Informe de políticas de AGUA-ONU sobre el cambio climático y el agua". UN-Water Technical Advisory Unit, extraído de: https://www.unwater.org/app/uploads/2019/12/UN-Water_PolicyBrief_Water_Climate-Change_ES.pdf en mayo del 2021.

Velazco E. (2016). "Un acercamiento a los aliviaderos en Cuba (parte 1)", Voluntad Hidráulica 116, abril-junio 1961, ISSN 0505-9461, pp 4-19, La Habana, Cuba.

Ven Te Chow. (1988). Applied Hydrology. McGraw-Hill, Inc. ISBN 0-07-010810-2. New York

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Eduardo O. Planos Gutiérrez https://orcid.org/0000-0002-1794-7327

Realizó el artículo en su totalidad.

Impacto de los pasivos ambientales en la red hidrográfica de la región minera de Santa Lucía, Minas de Matahambre, Cuba.

NOEL CARIDAD BRUGUERA AMARÁN E-MAIL: noel@ecovida.cu
Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales ECOVIDA, Pinar del Río, Cuba

JOSÉ ANTONIO DÍAZ DUQUE E-MAIL: jaduque@civil.cujae.edu.cu
Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", Cuba

JOSÉ RICARDO ÁLVAREZ SANTANDER E-MAIL: jralvarez1006@gmail.com
Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente CITMA, Cuba.

REBECA HERNÁNDEZ DÍAZ E-MAIL: rebeca@upr.edu.cu
Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca", Cuba

ROBERT RAMÍREZ HERNÁNDEZ E-MAIL: robertrh@upr.edu.cu
Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca", Cuba

DAMARIS GALLARDO MARTÍNEZ E-MAIL: jefe.uma@citmapri.gob.cu
Delegación Territorial CITMA, Pinar del Río, Cuba

RESUMEN

Los pasivos ambientales (PA) generados en las regiones mineras han provocado la fragmentación de los ecosistemas y la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas. El objetivo de la investigación es desarrollar una evaluación ambiental y cartográfica de los impactos de los pasivos ambientales sobre los ecosistemas y la red hidrográfica de la región de Santa Lucía. Se emplean como herramientas el Sistema de Información Geográfica (SIG) con soporte en ArcGIS y el método geológico de itinerarios irregulares en tres sectores. Se utilizó la observación en las dos campañas de levantamiento cartográfico como método empírico. La evaluación ambiental y cartográfica se realiza para el inventario de 62 PA. La representación cartográfica de los PA permite su correlación con la hidrogeología y los ecosistemas.

PALABRAS CLAVES: contaminación, ecosistemas, modelos cartográficos, pasivos ambientales, red hidrográfica.

Impact of environmental liabilities on the hydrographic network of the mining region of Santa Lucía, Minas de Matahambre, Cuba.

ABSTRACT

The environmental liabilities generated in the mining regions have caused the fragmentation of ecosystems and the contamination of surface and groundwater. The objective of the research is to develop an environmental and cartographic assessment of the impacts of environmental liabilities (EL) on the ecosystems and the hydrographic network of the Santa Lucia region. The Geographic Information System (GIS) with support in ArcGIS and the geological method of irregular itineraries in three sectors are used as tools. Observation was used in the two cartographic survey campaigns as an empirical method. The environmental and cartographic evaluation is conducted for the 62 EL inventory. The cartographic representation of the EL allows their correlation with hydrogeology and ecosystems.

KEYWORDS: pollution, ecosystems, cartographic models, environmental liabilities, hydrographic network.

Mayo 2021-RECIBIDO | APROBADO Enero 2022

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

01 INTRODUCCIÓN

En las regiones mineras, el origen de los yacimientos, las tecnologías de procesamiento y la naturaleza de los sectores económicos asociados son determinantes para la mitigación y remediación de los problemas ambientales provocados a los diferentes ecosistemas expuestos. Entre las principales actividades socioeconómicas que generan una amplia huella ambiental sobre los ecosistemas resaltan: la prospección y explotación de los recursos minerales y los procesos metalúrgicos inducidos para su tratamiento, con el consiguiente aporte de elementos potencialmente tóxicos (EPT) a los ecosistemas receptores, transportados por drenaje ácido de minas (DAM) a las cuencas superficiales y subterráneas. Estos pasivos, requieren caracterizaciones integrales y acciones de manejo efectivas para minimizar sus riesgos (Bruguera et al. 2020).

El drenaje ácido de minas (DAM), producto de la actividad minera, es una de las principales fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas. Estas escorrentías de aguas de alta acidez, generadas en actividades mineras de yacimientos de sulfuros metálicos, causan problemas ambientales por su alto potencial de contaminación para los recursos hídricos. Se caracteriza por sus bajos valores de pH y un alto contenido de sulfatos y metales, nocivos para los ecosistemas (Gallardo et al. 2015). El laboreo minero provoca la devastación de los ecosistemas donde se originan impactos ambientales negativos como la deforestación, la pérdida de la biodiversidad, la contaminación de las aguas terrestres, marinas y de los suelos, por elementos geodisponibles.

Montenegro (2013) analiza el DAM a través de su categorización y clasificación, según su acidez, alcalinidad y las reacciones que ocurren en su formación. Este drenaje desarrolla una amplia aureola de dispersión o pluma de contaminantes, que aporta una alta carga de metales pesados, constitutivos de PA. En Cuba, Fuentes et al. (2013) evalúan los PA en la cantera abandonada Vizcaya, en donde se efectuó la extracción de caliza para la producción de materiales de la construcción. Estos pasivos constituyen una fuente de contaminación de las aguas subterráneas.

Los yacimientos Santa Lucía y Castellanos, situados en la región de estudio, están constituidos por dos tipos de menas, las pirito-polimetálicas y las barito-polimetálicas. Ellos han sido objeto de una explotación minera intensiva durante años, lo que ha provocado impactos adversos al medio. Las prácticas de mitigación no fueron efectivas, lo que ha producido problemas ambientales que se han ido agudizando con el tiempo. La cantera Santa Lucía aún abierta, sin acciones de rehabilitación positivas, manifiesta eventos de meteorización por la exposición de minerales de características sulfurosas (Milián 2015).

Cañete et al. (2011) analizan únicamente al ecosistema acuático, y en especial el lótico (río Santa Lucía), en una región con graves afectaciones ambientales por pasivos mineros. Alonso et al. (2011) reportan los resultados sobre la mineralogía ambiental de procesos de DAM en el pasivo minero Santa Lucia y su vinculación con elementos geodisponibles (EGD). Gallardo (2018) desarrolla un modelo de gestión ambiental integral con enfoque ecosistémico para los impactos de la actividad minero-metalúrgica en la región de Santa Lucía con enfoque de sostenibilidad. En su trabajo propone acciones para mitigar los impactos generados en las aguas terrestres y marinas, los suelos y en la zona costera. En todas estas investigaciones no se logra una caracterización integral de la problemática de los PA con la hidrogeología de la zona y su expresión cartográfica.

El abordaje de los PA, independientemente de la fuente, de su naturaleza y la magnitud de sus impactos, exige de herramientas que contribuyan al inventario, caracterización y gestión de sus riesgos de manera efectiva. El empleo de herramientas basadas en los Sistemas de Información

Geográfica (SIG) con plataformas de infraestructura de datos espaciales (IDE), contribuye a desarrollar análisis integrales de estos pasivos a nivel de los decisores, así como a proyectar y estimar el alcance de sus impactos sobre los ecosistemas receptores (Álvarez et al. 2020).

Según Olaya (2014), los SIG permiten integrar operaciones involucradas en el manejo geográfico de cartografía como consultas, integración y análisis de datos. Estas herramientas contribuyen a la realización de inventarios y la gestión de sus datos para la obtención de resultados y estimaciones de posibles impactos de los pasivos ambientales. Los SIG gestionan la cartografía necesaria para el manejo integral de las variables cartografiadas y lo hacen de forma centralizada.

Los estudios precedentes acerca de los inventarios de pasivos ambientales, así como del análisis de los impactos de la actividad extractiva y los procesos tecnológicos asociados, en la región minero-metalúrgica de Santa Lucía, no han contemplado un abordaje de los pasivos ambientales acumulados mediante el uso de SIG, para el análisis espacial integral de los datos generados, lo que limita su gestión. El problema de investigación, los inventarios de PA en esta región de naturaleza química y minera, no han sido abordados mediante SIG que correlacionen la caracterización ambiental y cartográfica con la hidrogeología y los ecosistemas de la zona, para asegurar su gestión efectiva. El objetivo del presente trabajo es, en consecuencia, desarrollar una evaluación ambiental y cartográfica de los pasivos ambientales en la región minero-metalúrgica de Santa Lucía de acuerdo con su distribución espacial y correlacionarlo con la red hidrográfica y los ecosistemas acuáticos de la zona.

CARACTERÍSTICAS FÍSICO-GEOGRÁFICAS E HIDROGEOLÓGICAS DEL ÁREA

El área de estudio (figura 1) se localiza en el municipio Minas de Matahambre, al noroeste de la provincia de Pinar del Rio (Cuba), los límites naturales del territorio se corresponden con el rio Santa Lucía, el rio Nombre de Dios, con la Sierra de los Órganos y el golfo de Santa Lucía. Se encuentra delimitada por las coordenadas Lambert (NAD 1927 Cuba Norte):

$X_{mín.}$ = 195 000 $X_{máx.}$ = 199 000

$Y_{mín.}$ = 315 000 $Y_{máx.}$ = 318 000

GEOLOGÍA REGIONAL Y DEL ÁREA DE ESTUDIO

El yacimiento Santa Lucía (depósito SEDEX de Pb-Zn) manifiesta una amplia zona de mineralización de este depósito en su corte. Se pueden observar las limolitas, areniscas y esquistos, y en la parte superior la zona de oxidación. Santa Lucía es un yacimiento pirítico. Por su importancia industrial, composición mineralógica y su componente útil, sus menas se dividen en menas primarias y oxidadas. La mena primaria está compuesta por pirita, esfalerita y galena con barita, cuarzo y calcita como minerales ganga (Álvarez et al. 2020).

El yacimiento Castellanos (depósito de *stockwork* de Cu y estratiforme de Pb-Zn), se ubica en el campo mineral Santa Lucía-Castellanos, y está emplazado en las rocas del Miembro Castellanos de la Formación San Cayetano. Este miembro está constituido por alternancias entre esquistos arcillo-carbonosos, limolitas, limoareniscas y areniscas, predominando siempre las rocas de granulometría más fina. Es un yacimiento pirito polimetálico con oro en la zona de oxidación. Los minerales principales son esfalerita, galena, pirita, oro, y barita. Tiene texturas masivas y brechadas. La reserva probada tiene un *cut-off* de 2,5% Zn con Cd = 0,017%.

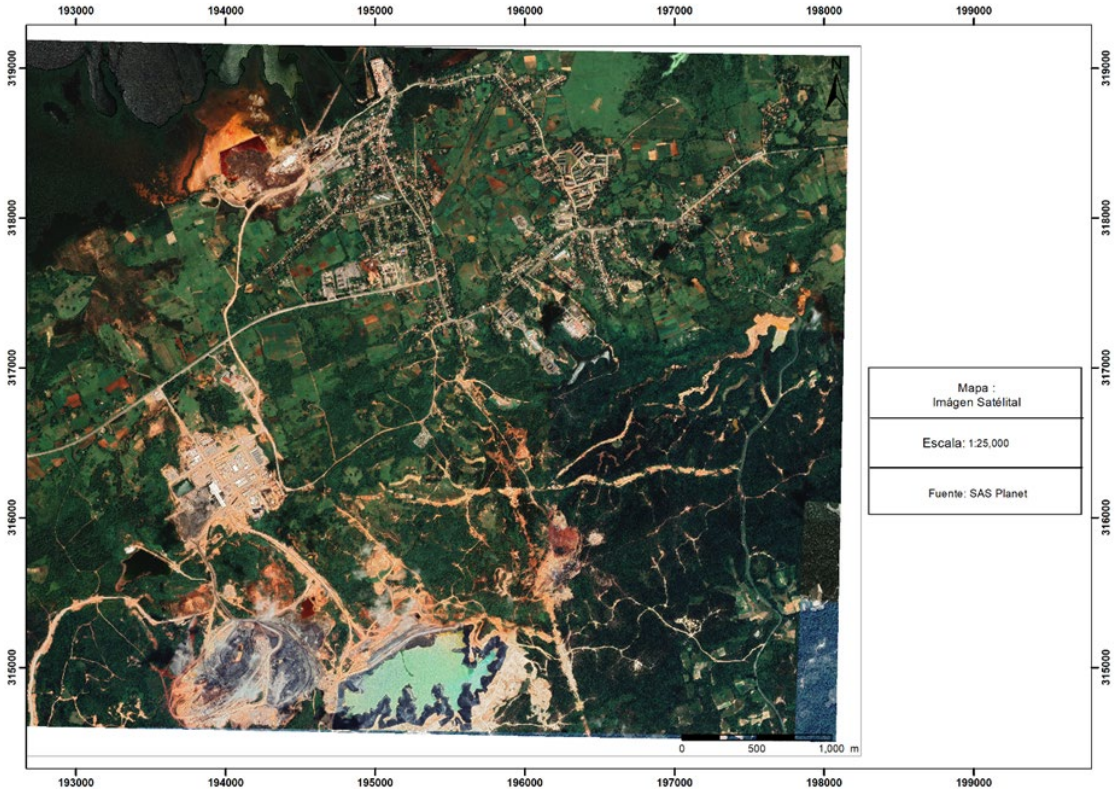


Figura 1. Mapa de la región de Santa Lucía desde la imagen satelital de SAS Planet 2020 (Álvarez et al. 2020)

GEOMORFOLOGÍA Y RELIEVE

La génesis del relieve es tectono-erosiva con edades que oscilan entre el Mioceno y Cuaternario. Este tipo de relieve presenta dos variedades elaboradas en secuencias terrígenas de la Formación San Cayetano: las aplanadas, con una mayor distribución superficial, ocupan la mayor parte del territorio para este tipo de relieve. Sus cotas absolutas oscilan entre 50 y 200 m y el sistema de drenaje superficial es bastante denso (2 - 2,5 km/km^2). Las pendientes de las divisorias son cóncavas, denudadas y con valores de 10-15º.

Según (GAMMA 2013 en Gallardo 2018), la morfología de este tipo de relieve depende más de la etapa de desarrollo en que se encuentra la red hidrográfica, que de la influencia de los movimientos tectónicos, al parecer poco pronunciado. En el área de estudio se encuentran tipos de relieve de carácter lito-estructural también clasificado como tectono-litológico, elaborado sobre las secuencias carbonatadas del Jurásico y del Cretácico Inferior. Cuentan como factor pasivo condicionante con la litología y la presencia de un complejo sistema de estructuras disyuntivas que atraviesan el macizo carbonatado llegando a establecer separación por bloques.

FORMAS DEL RELIEVE

Dentro del territorio se encuentran variadas formas del relieve los cuales pueden ser clasificadas de acuerdo a su génesis en: a) marinas, que se destacan fundamentalmente por la costa baja acumulativa con predominio de vegetación de manglares, aunque con presencia de aisladas playas con sedimentos arenosos; otras formas del relieve de origen marino son los testigos de abrasión presentes en la llanura fluvio marina, abrasiva acumulativa del $Q_{3\text{-}4}$; b) fluviales, en las que se destacan los valles fluviales más amplios en la llanura fluvio marina litoral del $Q_{3\text{-}4}$ y en las localidades intramontanas, formando depresiones donde tienen vigencias procesos erosivos, denudativos y cársticos; c) biogénicas, se clasifican como tal los manglares y pantanos del litoral; d) antrópicas,

resaltan las modificaciones de relieve originadas por la acción humana, siendo las más comunes las urbanizaciones, las presas y los embalses, y por las características económicas del municipio, las minas a cielo abierto (GAMMA 2013 en Gallardo 2018).

HIDROGEOLOGÍA Y RED HIDROGRÁFICA

Según el Plan General de Ordenamiento Territorial y Urbano del Municipio Minas de Matahambre (Gallardo 2018), la red fluvial de la zona objeto de estudio, se puede catalogar de escasa y poco densa. Tiene una forma dendrítica, aunque los ríos entre sí adoptan una forma paralela y subparalela a la zona, corren de sur a norte. Las corrientes más importantes están representadas por los ríos Palma, Nombre de Dios y Santa Lucía. El sistema fluvial del yacimiento Santa Lucía, se localiza en la vertiente norte perteneciente a la cuenca hidrográfica Santa Lucía, hacia la cual drenan sus aguas. Este río es la principal corriente y la única permanente de la zona; se incorpora directamente al mar y el resto de las corrientes lo hacen hacia la zona litoral baja.

De acuerdo con el estudio de impacto ambiental realizado en la región de estudio (GAMMA 2013 en Gallardo 2018), en la hidrogeología se constata la presencia de cuatro horizontes acuíferos: horizonte acuífero de los depósitos del Cuaternario, complejo semipermeable del Paleógeno, complejo acuífero del Cretácico-Jurásico y complejo impermeable del Jurásico. La alimentación del acuífero se produce fundamentalmente por las precipitaciones atmosféricas. El movimiento de las aguas subterráneas es hacia el norte. La red de escurrimiento superficial se alimenta por arroyos y canales localmente naturales que drenan hacia el mar. Los ríos y afluentes del sistema hidrográfico de la región (figura 2), constituyen los cuerpos receptores y dispersantes de los elementos contaminantes, mediante las escorrentías que drenan por los niveles descritos en el modelo digital del terreno.

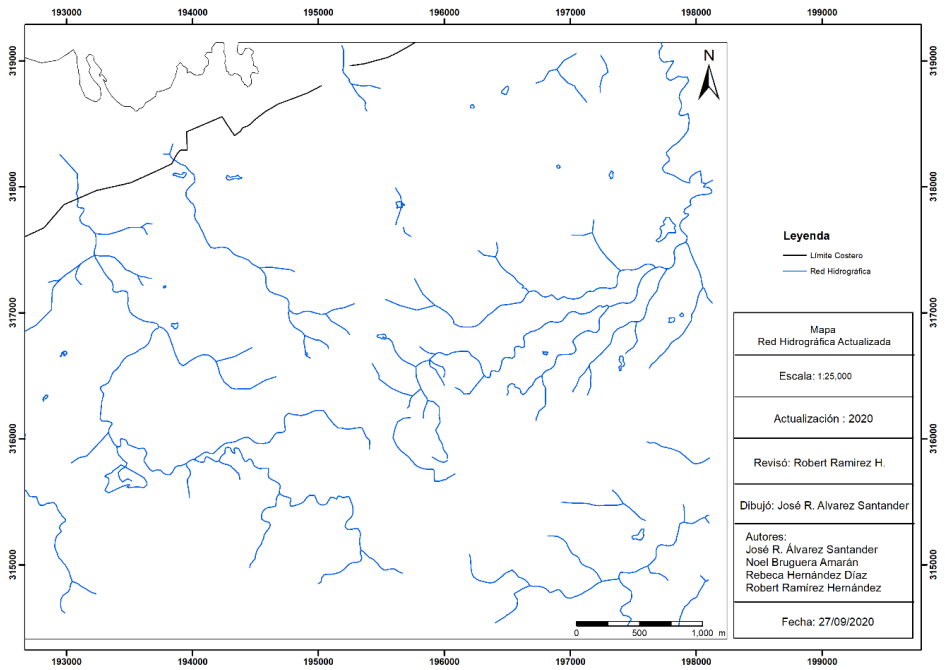


Figura 2. Mapa de la red hidrográfica actualizada para la región minero-metalúrgica de Santa Lucía (Álvarez et al. 2020)

Esta actualización permite analizar la correlación del inventario de PA con el alcance del impacto de los elementos que representan fuentes de contaminación en la región y constituye un resultado sin precedentes para la región objeto de estudio.

CARTOGRAFÍA Y SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

LEVANTAMIENTO CARTOGRÁFICO DEL TERRENO

Para organizar y desarrollar con rigor el levantamiento cartográfico de los pasivos ambientales en la zona, se delimitó el área de estudio en la región minero-metalúrgica de Santa Lucía, donde se concentra el universo total de los pasivos generados por las actividades económicas y sociales. Se empleó una imagen satelital de SAS Planet de 2020 (figura 3). Para asegurar la máxima precisión en los elementos biogeonaturales de la región se efectuó una superposición de la imagen satelital sobre la hoja cartográfica de Santa Lucía. Partiendo de la aplicación del método geológico de itinerarios irregulares, se trazaron los recorridos para el levantamiento cartográfico.

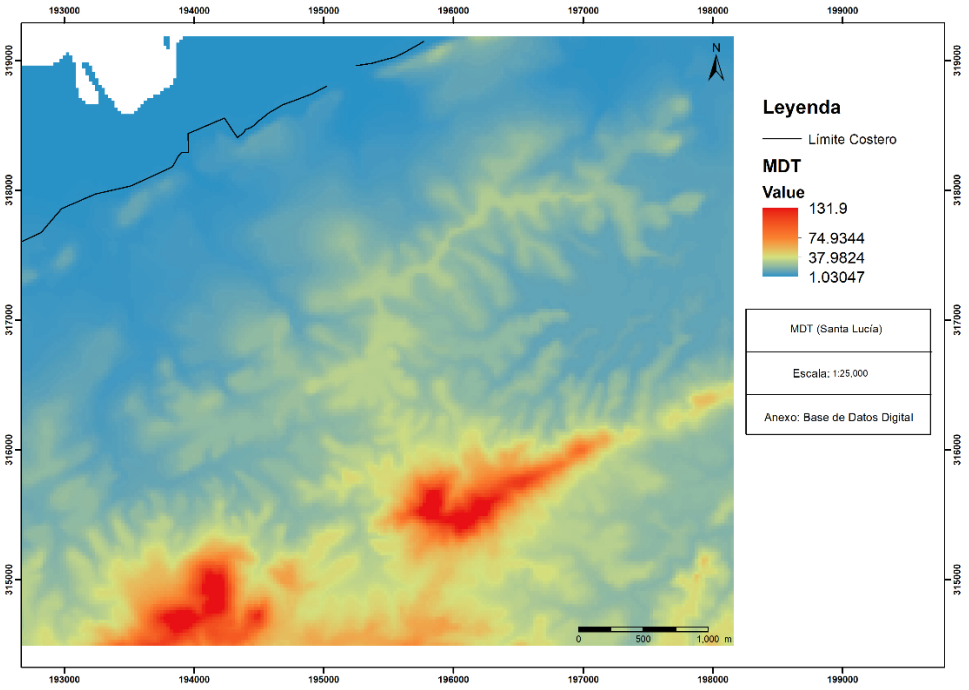


Figura 3. Mapa del MDT disponible a escala 1:25000 de la región objeto de estudio, Santa Lucía (Álvarez et al. 2020)

HERRAMIENTAS EMPLEADAS

Para los procesos de diagnóstico, evaluación y procesamiento de datos espaciales de los diferentes PA cartografiados, fueron utilizadas como herramientas tres GPS modelo Garmin GPSmap 78s, en el sistema de coordenadas NAD 1927 Cuba Norte, para el levantamiento cartográfico de los PA, con el propósito de lograr la máxima representatividad y correspondencia de las coordenadas tomadas. Se emplearon tableros con formularios para el registro de las características y ubicación de cada uno de los PA como establece la metodología ASGMI (2010).

HERRAMIENTAS COMPUTACIONALES Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

Las herramientas utilizadas para el procesamiento y confección de los modelos cartográficos en el trabajo investigativo estuvieron apoyadas por SAS Planet y ArcMap con los cuales se llevaron a cabo las fases metodológicas típicas de un proyecto de SIG. La plataforma SAS Planet empleada fue la versión 200606, proyección Mercator en WGS 1984 y EPSG: 3395, para la UTM zona 17N.

Esta valiosa herramienta permitió la captura georreferencial a gran escala del área de estudio logrando una imagen satelital proveniente del servidor convencional *Google Earth* de alta resolución.

Para la confección de los mapas se trabajó sobre la base del modelo digital del terreno (MDT) disponible a escala 1:25000, que permitió la representación cartográfica con más exactitud.

Para graficar los puntos fue necesario el cambio de coordenadas geográficas a planas mediante el sistema informático Convert ENIA versión 1.0.01, con vistas a lograr la visualización de estos en ArcMap versión 10.7.

INVENTARIO DE LOS PASIVOS AMBIENTALES EN LA REGIÓN

En la región objeto de estudio se han ejecutado procesos minero-metalúrgicos que han generado volúmenes considerables de materiales con alto potencial contaminante, entre los que resaltan los depósitos de ceniza de pirita (FeS_2), producto a la explotación metalúrgica, con más de 986 000 t dispuestas al medio en la zona costera. Se registra la presencia de más de 300 t de arsénico (As) y 7 t de pentóxido de vanadio (V_2O_5) en torres de absorción con alto deterioro estructural. Resaltan los 17 nichos de confinamiento con desechos peligrosos generados en los procesos industriales, las 1 600 t de escorias de plomo del proceso de fundición, entre otros depósitos de PA.

En la figura 4 se evidencian los principales PA de naturaleza minera acumulados en la región: A) Frente de explotación del yacimiento Castellanos; B) Frente explotación abierta de la cantera Santa Lucía sin rehabilitar; C) Depósito 3 de cenizas de pirita tostada en la zona costera.

Figura 4. Pasivo ambiental minero (PAM) en la región de Santa Lucía (Álvarez et al. 2020)

Los pasivos ambientales químicos (PAQ), son los provocados por procesos de manejo incompleto de sustancias químicas naturales o sintéticas, como derivados de actividades productivas o del empleo y uso industrial, investigativo, docente, energético, metalográfico, farmacéutico y fitosanitario de sus componentes activos con potencial peligroso, durante su ciclo de vida. Para la región de estudio, los procesos precedentes y actuales, han estimulado la generación de este tipo de PAQ. La figura 5 muestra: A) Presa de las colas del proceso de flotación de plomo y zinc; B) Nichos con desechos peligrosos en la zona costera; C) Aguas ácidas confinadas en la zona costera por el talud producto al lavado de las cenizas tostadas.

Figura 5. Pasivo ambiental químico (PAQ) en la región de Santa Lucía (Bruguera et al. 2020)

De acuerdo con la clasificación de los PA, según la naturaleza de la causa antrópica que lo genera, también se constatan apreciables acumulaciones y escurrimientos de drenajes ácidos de minas (DAM) como se muestra en la figura 6.

Figura 6. Drenaje ácido de la mina Santa Lucía como PAQ en su recorrido por el escurrimiento en las dos vertientes de la escorrentía (Álvarez et al. 2020)

En el caso específico del DAM del yacimiento Santa Lucía en sus dos vertientes, ocupa una extensión de 2,2 km, descargando sus drenajes ácidos en el cuerpo de agua de naturaleza léntica conocida como La Laguna. Como se constata, las coloraciones rojo-pardas de los drenajes ácidos son representativas de fases oxidadas de la pirita (szomolnokita, rozenita, bianchita, melanterita y magnesio-copiapita), como resultados de la acción biótica y meteorización natural. Este proceso, genera la formación *in situ* de la sulfosal compleja natrojarosita en las acumulaciones acuosas en el yacimiento Santa Lucía, durante el DAM y en los sedimentos analizados en el manglar, siendo representativos de elementos geodisponibles y con potencial contaminante para los ecosistemas receptores (Gallardo et al. 2020).

Como resultado de la actualización del inventario de PA en zona de Santa Lucía para las tres subregiones concebidas en la investigación para el levantamiento cartográfico de estos, se registra un total de 62 PA (figura 7), asociados a los principales sectores y actividades que se ejecutan en la región.

Esta clasificación se asocia a la condición ambiental modificada e inducida por la emisión de elementos con potencial contaminante, tras el no aprovechamiento de los componentes activos que determinan la generación de un riesgo para los ciclos biológicos de la naturaleza o procesos naturales meteorizantes que los favorecen, como la lluvia. Como se aprecia, en la región de Santa Lucía, el 76% son pasivos ambientales químicos (PAQ) y mineros (PAM), lo cual se corresponde con las características socioeconómicas y la evolución histórica de esa región. El 11% son pasivos sanitarios (PAS), el 8% son de naturaleza tecnológica (PAT) y el 5% agroforestal (PAA).

En cuanto a la clasificación de los pasivos ambientales, de acuerdo con la naturaleza de los componentes activos o elementos con potencial contaminante (ETP), se han asumido las cinco tipologías de PA reconocidos en el inventario (57 inorgánicos, 13 orgánicos, 13 ácido-base, 15 biológicos y dos ligno-celulósicos), establecidas por Bruguera et al. (2020).

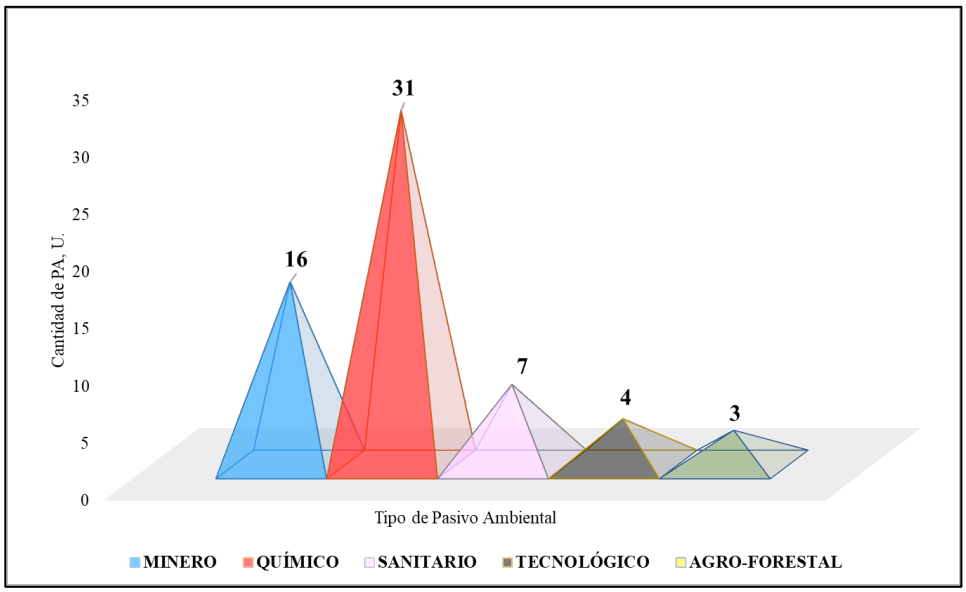


Figura 7. Inventario de pasivos ambientales según la naturaleza de la causa humana que lo genera (Bruguera et al. 2020)

La correlación espacial entre los 62 PA del inventario y el tipo de componente químico que lo componen: inorgánico, orgánico, biológico, ácido-base y ligno-celulósico, se asegura mediante superposición geográfica (figura 8). Se constata que el 94% de los PA (57), tienen una naturaleza inorgánica por los EPT que los caracterizan, provocado por la actividad económica principal de la región. En algunos casos, coincide la naturaleza del componente activo como inorgánico, ácido-base y biológico, como es el caso de los drenajes ácidos de la cantera Santa Lucía, del yacimiento Castellanos y de las escombreras de este proceso.

Como se aprecia, prevalecen los PA de composición inorgánica y ácido-base de acuerdo con la clasificación de Bruguera et al. (2020), donde el 94% de los pasivos ambientales del inventario, tienen una naturaleza inorgánica de los EPT que los caracterizan, por predominar los PAM y PAQ, condicionados por la actividad minero-metalúrgica desarrollada en la región.

A partir del inventario de los pasivos ambientales para la región de estudio Santa Lucía, se desarrollaron un total de 22 representaciones cartográficas, según los tipos de pasivos y los elementos biogeoambientales de interés para el SIG, logrando integrar toda la información geográficamente referenciada como resultado de todas las operaciones geoespaciales realizadas.

Del análisis de superposición espacial de los 62 pasivos ambientales, en particular los PAM y PAQ, con la red hidrográfica de la región (figura 9), se constata que los colectores finales de las escorrentías como transporte de contaminantes, tales como el DAM del yacimiento Santa Lucía y Castellanos, lo constituyen los embalses La Laguna y La Palma. Estos son afluentes del río Santa Lucía y Nombre de Dios, respectivamente, con los cuales se canalizan los escurrimientos ácidos hacia la zona costera, donde desembocan estas cuencas hidrográficas.

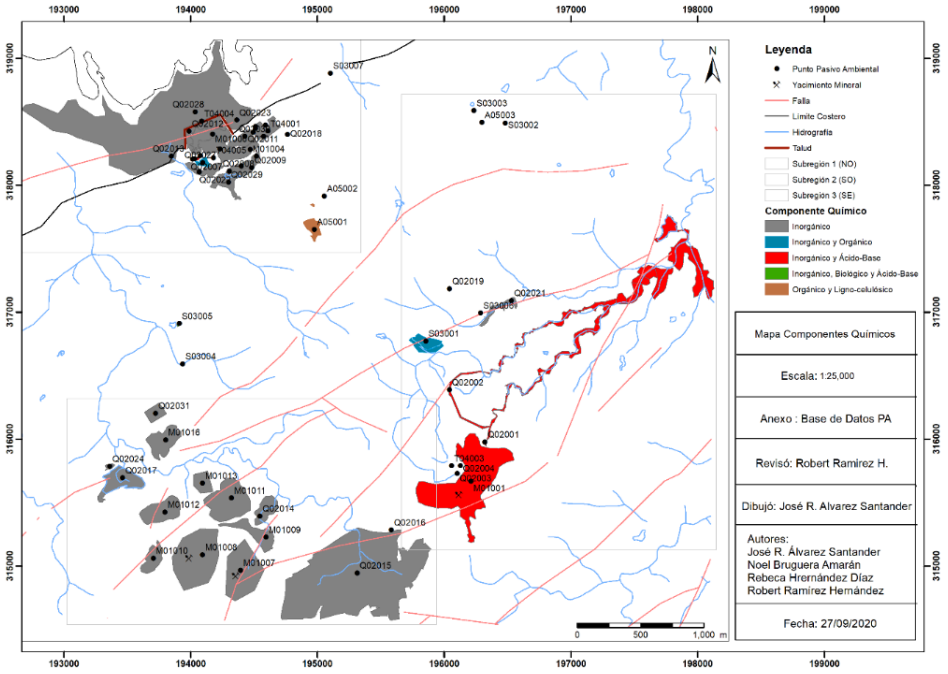


Figura 8. Mapa de correlación geoespacial de los PA del inventario con los componentes químicos activos que lo componen (Álvarez et al. 2020)

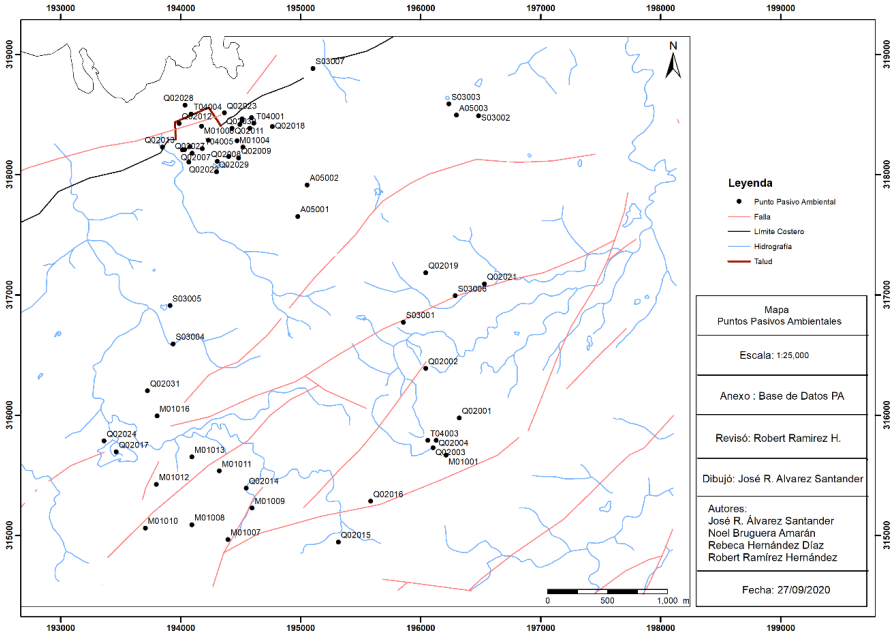


Figura 9. Mapa de ubicación de los puntos de los 62 PA con relación a la red hidrográfica y tectónica de la región de Santa Lucía (Álvarez et al. 2020)

Con ello, se genera un impacto del cuerpo receptor de contaminación química a ese sector costero del Consejo Popular La Sabana, en la zona de Malas Aguas, ubicado en el noreste de la región, para muestras de aguas del río Santa Lucía, lo que corrobora las investigaciones de Gallardo (2018). A partir del modelo digital del terreno (MDT) representado en la figura 3, los PAM identificados en el NO se encuentran en el primer intervalo de elevación enumerado entre 0 y 32 m sobre el nivel medio del mar, los que se corresponden con las zonas más bajas del terreno en posición perpendicular a la

línea de costa, facilitando el escurrimiento y la dispersión de los elementos contaminantes durante eventos de lluvia o vientos hacia la zona costera.

Ello es coherente con los resultados reportados por Gallardo (2018) en las determinaciones semicuantitativas en muestras de sedimentos del fondo marino y en manglar en esa porción costera. La autora señala un índice de acidez alto (pH) de 2,63 unidades en las tres muestras analizadas. Así como una concentración 1,21 mg/l de plomo, 2,48 mg/l de azufre total, 0,17 mg/l de hierro, con niveles altos para los exigidos por la NC: 521/2007 (ONN 2007 en Gallardo 2018).

La correlación del inventario de PA con las unidades geológicas representadas en la región de Santa Lucía se expone en la figura 10. El mayor número de pasivos ambientales del inventario de tipo PAQ y PAM, se concentran sobre la formación Esperanza y Santa Teresa para la subregión NO y para las restantes dos subregiones (SE y SO) se desarrollan sobre la unidad geológica Castellano. Se constata que el mayor número de representaciones de los PA coincide sobre los depósitos aluviales y los palustres, correspondiendo con los ecosistemas acuáticos y mixtos más frágiles (humedales costeros e interiores). Esto facilita un mayor grado de dispersión de los elementos contaminantes de los PAQ y PAM en estas zonas más vulnerables.

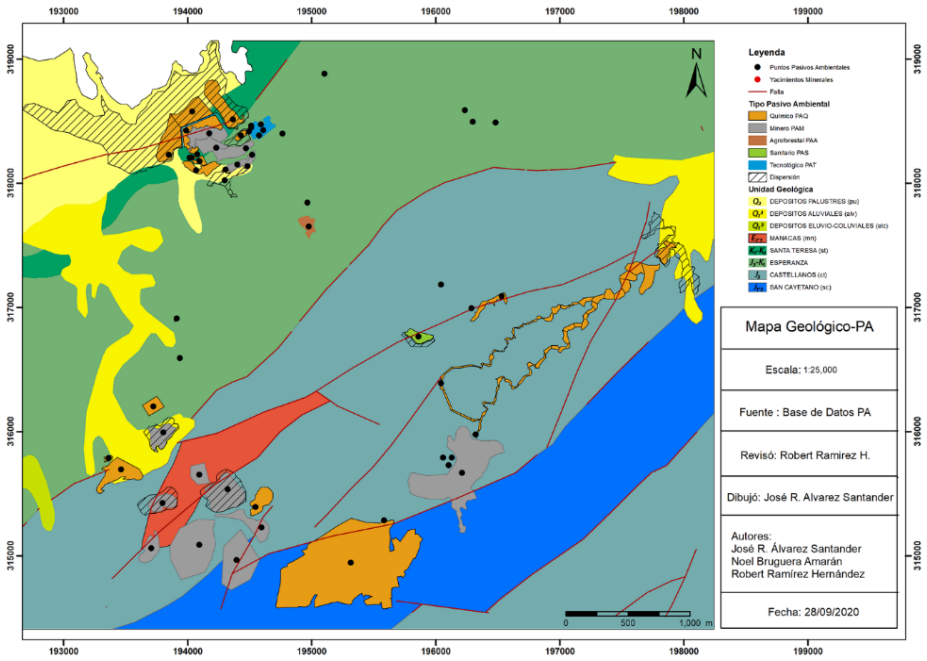


Figura 10. Mapa de correlación geoespacial de los PA del inventario con las unidades geológicas representadas en la región minero-metalúrgica de Santa Lucía
(Álvarez et al. 2020)

Los 31 PAQ, se encuentran dispersos en las tres subregiones delimitadas para el área de estudio, representativos de extensos drenajes ácidos de minas (DAM), los amplios inventarios de productos químicos ociosos, caducos y otros desechos peligrosos, los que no disponen de soluciones de manejo adecuadas y por consiguiente impactan negativamente sobre los ecosistemas receptores de sus EPT. Los PA de naturaleza química (PAQ), se muestran en el mapa representado en la figura 11.

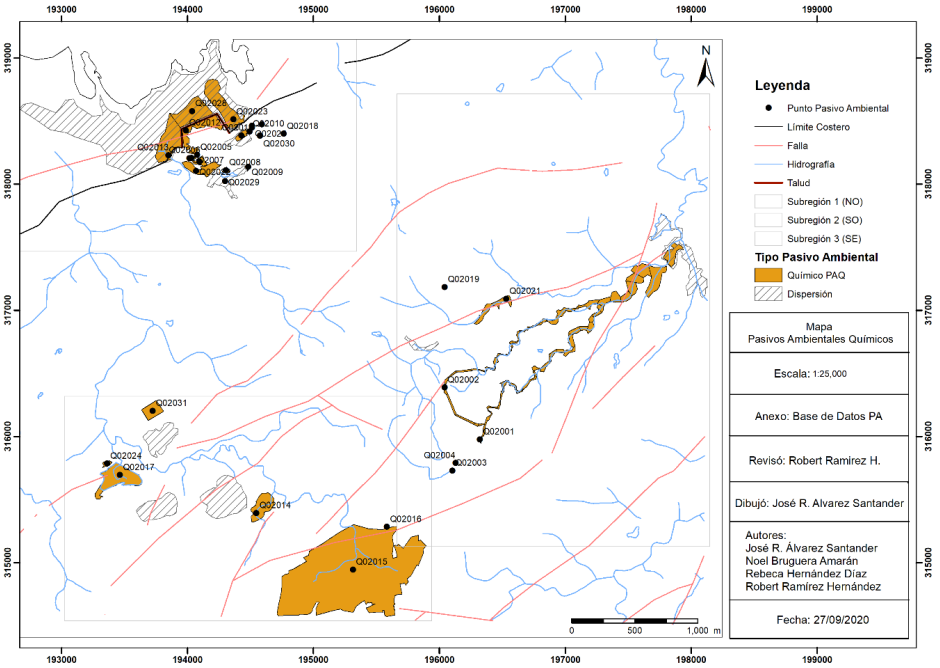


Figura 11. Mapa del inventario de PAQ para la región minero-metalúrgica de Santa Lucía (Álvarez et al. 2020)

En la porción noroeste de la región objeto de estudio, se encuentra ubicada la antigua planta de sulfometales y la concentración del mayor número de pasivos ambientales de los cinco tipos de PA de acuerdo con la naturaleza de la actividad antrópica que lo genera (PAM, PAQ, PAT, PAS y PAA), los que son generados por procesos precedentes y actuales, por consiguiente, constituye la subregión más comprometida de todo el escenario ambiental de Santa Lucía. Están representados todos los tipos de ecosistemas, acuático (marino y dulceacuícola), terrestre, mixto y artificial, reconocidos en la región.

Denota la interrelación continua en la zona costera de las aguas marítimas con los pasivos ambientales de mayor riesgo y peligrosidad de los registrados en el inventario, tales como cenizas de pirita tostada, escorias de plomo, azufre brillante, residuos de pentóxido de vanadio, arsénico y plomo; así como la descarga de altos caudales de aguas tratadas provenientes del proceso de flotación de plomo y zinc, de la actividad agropecuaria, forestal y portuaria y de los escurrimientos superficiales del asentamiento urbano de Santa Lucía.

Esta sabana inundada hacia donde ocurre la dispersión de estos elementos contaminantes se encuentra sobre la Formación Esperanza (J_3-K_1 es), la cual está representada por calizas carbonosas, así como variedades arenosas, limoarenosas silicificadas; las dolomitas y calizas dolomitizadas tienen escasa extensión. Las microbrechas calizo-areniscas y arenisco-calizas tienen una extensión limitada, como se muestra en la figura 12.

En esta zona, la interrelación de cuatro unidades litoestratigráficas proporciona información clave en la dinámica geológica del sector. El ambiente deposicional que identifica la zona es marino, lo que permite generar con más extensión las aureolas de dispersión química, provenientes de los pasivos registrados en esa subregión. Esta diferencia química por la acumulación de sedimentos se pone de manifiesto en la representación cartográfica del sector y tiene un área de extensión de 614 398,0 m^2, llegando alcanzar un radio de 3 km mar adentro hacia el golfo de Santa Lucía, a partir de la proyección espacial en la imagen satelital obtenida de SAS Planet.

El SIG que se obtiene, para la descripción geoespacial de los pasivos ambientales y los impactos negativos generados en los ecosistemas representados, contribuye a establecer un punto de partida sin precedentes en el abordaje de las problemáticas ambientales que se generan en regiones de vocación minero-metalúrgica, para asegurar una gestión ambiental, socioeconómica, jurídica y tecnológica con enfoque integrado, ecosistémico, precautorio y de sostenibilidad.

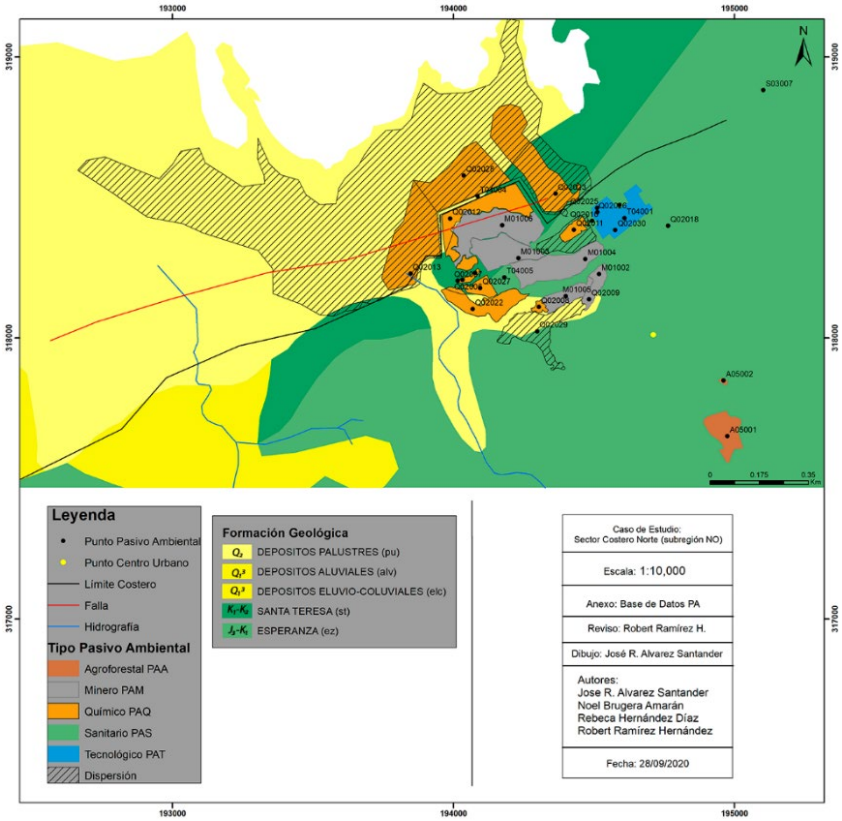


Figura 12. Modelo cartográfico integrado de los PA para la subregión NO de la región minero-metalúrgica de Santa Lucía (Álvarez et al. 2020)

Para ilustrar el alcance del Sistema de Información Geográfico (SIG) del inventario de los PA en la región de Santa Lucía, se muestran tres casos de pasivos ambientales (químico y minero) con códigos Q02013, M01001 y Q02015 (figura 13), de gran auxilio para las entidades administrativas y de gobierno en la gestión de los 62 PA inventariados.

Cada punto del mapa que identifica un tipo de PA, brinda la información de los 18 campos que componen el SIG del inventario de PA en la región objeto de estudio. En este ejemplo se representan: el PAQ-Q0201, depósito de lodos metálicos por neutralización de vertimiento en zona costera de las aguas de proceso EMINCAR S.A.; el PAM-M01001, cantera abierta del yacimiento Santa Lucía; y el PAQ-Q02015, presa de colas del proceso tecnológico de EMINCAR S.A. La herramienta obtenida permite a los decisores y a las entidades regulatorias ambientales y mineras realizar una gestión efectiva de los PA, principalmente de aquellos que comprometen los recursos hídricos de la zona.

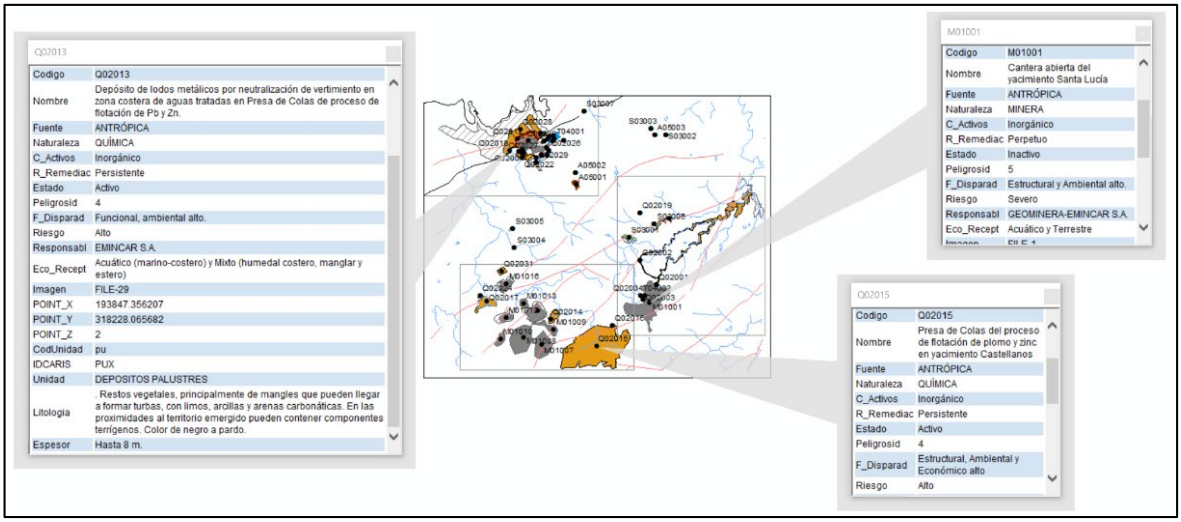


Figura 13. Representación del SIG del inventario de PA en la región minero-metalúrgica de Santa Lucía (Álvarez et al. 2020)

02 CONCLUSIONES

Las herramientas y los modelos informáticos empleados en la investigación, como complemento de la experticia de los autores, permitieron la correlación del inventario de 62 pasivos ambientales en la región minero-metalúrgica de Santa Lucía con las variables geología, tectónica, red hidrográfica y ecosistemas, mediante la obtención de un Sistema de Información Geográfica (SIG) que corrobora los análisis precedentes sobre las fuentes generadoras de contaminación ambiental en la zona objeto de estudio. Este resultado favorece la evaluación ambiental y cartográfica del impacto de los PA sobre los ecosistemas y la red hidrográfica de la región de Santa Lucía.

La actualización de la red hidrográfica de la región de Santa Lucía contribuyó a establecer una correlación directa de los pasivos ambientales con la hidrografía de la zona. La incorporación de las unidades geológicas del área a la base de datos del SIG para los PA permitió establecer criterios científico-tecnológicos novedosos acerca de la dinámica de dispersión y del transporte de los elementos potencialmente tóxicos hacia los ecosistemas receptores.

03 REFERENCIAS

Alonso J. A., Pinto A., Cabrera I., Cozzi G., Gallardo D., Valdivia G. y Díaz A. (2011). "Informe de proyecto I-D (CODIGO: 62029) Principales asociaciones mineralógicas de elementos contaminantes presentes en residuales de la industria minero – metalúrgica, segunda etapa". Ministerio de Energía y Minas, Cuba. 92 pp.

Álvarez J.R., Bruguera N. y Hernández R. (2020). "Modelo cartográfico integrado de los pasivos ambientales en la región minero-metalúrgica de Santa Lucía, Minas de Matahambre, Cuba". Trabajo de Diploma de Ingeniería Geológica. Dpto. de Geología, Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca". Pinar del Río. 100 pp.

ASGMI (Asociación de Servicios de Geología y Minería Iberoamericanos) (2010). "Pasivos Ambientales Mineros. Manual para el inventario de minas abandonadas o paralizadas". Barquisimeto. Venezuela. 37 pp.

Bruguera N., Gallardo D. y Díaz-Duque J. A. (2020). "Los pasivos ambientales: el cambio de paradigma conceptual desde el contexto de Cuba". Avances. 22(3), pp. 469-490. ISSN 1562-3297. Extraído de http://www.ciget.pinar.cu/ojs/index.php/publicaciones/article/view/560/1627.

Cañete C., Jornada A. S., Marmos J. L., Ponce N., Milián E. y Barrios E. (2011). "Riesgos ambientales provocados por el pasivo ambiental de Santa Lucía, Pinar del Río". En: SOCIEDAD CUBANA DE GEOLOGÍA. IV Congreso Cubano de Minería. IV Convención Cubana de Ciencias de la Tierra. Palacio de Convenciones. La Habana.

Fuentes R.I., Iturralde M. A. y Hernández A. (2013). "Pasivos Ambientales Mineros y aguas subterráneas en la provincia de Matanzas. Estudio de caso. Cantera Vizcaya". Revista Ciencias de la Tierra y el Espacio, 14(2), pp. 170-178. La Habana, Cuba. ISSN: 1729-3790.

Gallardo D., Bruguera N., Díaz-Duque J. A. y Cabrera I. (2015). "Impacto provocado por la minería en la zona de Santa Lucía, evaluación fisicoquímica". Revista Minería y Geología, 31(4), pp. 100-120. ISSN: 1993-8012.

Gallardo D. (2018). "Modelo de gestión ambiental integral para el desarrollo de la actividad minero-metalúrgica asociada a los yacimientos sulfurosos en Santa Lucía, Minas de Matahambre, Cuba". Tesis de Doctorado en Ciencias Técnicas. Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca", Pinar del Río, Cuba. 100 pp.

Gallardo, D.; Bruguera, N. Díaz-Duque J. A. y Cabrera I. (2020). "Drenaje ácido de minas y su influencia en ecosistemas asociados al yacimiento Santa Lucía, Cuba". Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad. Vol. 3 No. 2, julio-diciembre, pp. 67-81. Ecuador. ISSN: 2697-3510. DOI: https://doi.org/10.46380/rias.v3i2.79.

Milián E. (2015). "Procedimiento para la rehabilitación minera ambiental para los yacimientos polimetálicos de Pinar del Río". Tesis de Doctorado en Ciencias Técnicas, Instituto Superior Minero Metalúrgico "Dr. Antonio Núñez Jiménez", Moa, Holguín, Cuba. 100 pp.

Montenegro S. (2013). "Pasivos Ambientales Mineros: De quién es la responsabilidad". 1er Evento Catastrófico de la Minería Chilena. Centro de Derecho Ambiental y del Magister de Derecho Ambiental. Facultad de Derecho, Universidad de Chile. 44 pp.

Olaya V. (2020)**.** "Sistemas de Información Geográfica. Creative Common". Atribución en www.creativecommons.org. Extraído de http://volaya.github.io/libro-sig/. 642 pp. España. ISBN: 978-1-71677-766-0.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Noel Caridad Bruguera Amarán https://orcid.org/0000-0003-4084-2803

Ejerció como investigador principal del trabajo que se resume en el resultado científico – tecnológico que se presenta. Coordinó y participó en las campañas de levantamiento cartográfico y evaluación in situ de los pasivos ambientales (PA) del área objeto de estudio. Coordinó la organización y procesamiento de los datos generados. Asimismo, en la clasificación y caracterización de los tipos de PA.

José Antonio Díaz Duque https://orcid.org/0000-0003-0032-4681

Brindó las bases para el marco teórico de la investigación. Incidió decisivamente en la nueva clasificación y definición de los pasivos ambientales. Incidió decisivamente en el análisis y establecimiento de los campos e indicadores de la base de datos que soporta el SIG del inventario de los PA. Aportó referentes determinantes para la caracterización hidrogeológica de la zona.

José Ricardo Álvarez Santander https://orcid.org/0000-0001-6170-6873

Participó en el levantamiento cartográfico e inventario de los pasivos ambientales generados en la región de estudio. Coordinó el diseño y validación de los mapas que soportan el SIG para los PA. Participó en el proceso de caracterización geológica y actualización de la red hidrográfica de la región de Santa Lucía.

Rebeca Hernández Díaz https://orcid.org/0000-0001-9088-4046

Incidió en la validación científica de la caracterización de los impactos de los PA sobre la red hidrográfica de la región. Participó en la concepción del nuevo mapa de la red hidrográfica y del SIG para el inventario de los PA en Santa Lucía, Minas de Matahambre. Validó la caracterización hidrogeológica de la zona.

Robert Ramirez Hernández https://orcid.org/0000-0002-0224-0011

Participó en las acciones ejecutadas para el levantamiento cartográfico del inventario de los PA en el área objeto de estudio. Coordinó la organización y procesamiento de los datos generados y el diseño de los mapas del inventario de los PA y aplicación de herramientas computaciones para el desarrollo del Sistema de Información Geográfica (SIG).

Damaris Gallardo Martínez https://orcid.org/0000-0002-9870-9063

Intervino de manera directa en el inventario de los pasivos ambientales generados en la región de estudio mediante el levantamiento cartográfico y diseño de los itinerarios irregulares. Coordinó el proceso de toma de muestras para la caracterización físico-química de los drenajes ácidos de minas (DAM) y su impacto sobre la red hidrográfica de la región.

Indicadores para la gestión de impactos ambientales en la etapa de explotación de las presas.

SARA FERNÁNDEZ CRUZ E-MAIL: sarafc@uho.edu.cu
Universidad de Holguín, Cuba

SUCEL GONZÁLEZ RIVERO E-MAIL: jtema@holguin.geocuba.cu
Especialista Principal. Geocuba Holguín.

RESUMEN

Se proponen nueve indicadores, cuya selección se llevó a cabo en tres etapas: una primera dirigida a identificar impactos y variables ambientales afectadas, en la segunda se evaluó la representatividad de las variables a través de valoraciones estadísticas; y en la tercera se confirman los indicadores seleccionados a partir de la aplicación del Proceso de Análisis Jerárquico (AHP), diseñado para resolver situaciones complejas con criterios múltiples; donde el radio de consistencia CR resultó válido, menor del 10%. Los indicadores resultantes fueron: composición química del agua, características físicas del agua, servicios ambientales y funciones ecológicas del agua, formación de depósitos aluviales, modificaciones en sección natural del río, presencia-ausencia de especies de peces, presencia y tipo de vegetación en el valle, presencia-ausencia de especies de moluscos y usos del terreno del valle.

PALABRAS CLAVES: evaluación de impactos ambientales, indicadores ambientales, vigilancia ambiental.

Indicators for the administration of environmental impacts in the stage of exploitation of the dams.

ABSTRACT

In this article they intend nine indicators whose selection was carried out in three stages, an exploratory stage directed to identify the impacts and affected environmental variables, a second stage where it was evaluated the representativeness of the variables about the statistical valuations; and the third stage confirmation the indicators selected starting from the application of the Process of Hierarchical Analysis (AHP), designed to solve complex situations where multiple approaches intervene; in all the cases the radius of consistency CR was valid, smaller than 10%. The resulting indicators are: chemical composition of the water, physical characteristics of the water, environmental services and ecological functions of the water, formation of alluvial deposits, modifications in natural section of the river, existence of species fish, existence and type of vegetation in the valley, existence of species of mollusks and uses of the land of the valley.

KEYWORDS: evaluation of environmental impacts. environmental indicators, environmental monitoring

CITMA CERTIFICADO

Mayo 2021-RECIBIDO *APROBADO Enero 2022*

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

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

El desarrollo económico y social de cualquier territorio, impone como necesidad objetiva para su desarrollo el uso sostenible de sus recursos naturales. En este proceso de evolución y crecimiento acelerado que se ha experimentado a nivel mundial, el medio ambiente se ha ido alterando en correspondencia con los niveles de desarrollo alcanzado en el transcurso del tiempo. De manera tal que se ha convertido en una preocupación mundial desde que la humanidad se ha percatado y ganado en conciencia de las graves consecuencias de sus propias acciones.

La gestión ambiental, actualmente constituye una temática abordada por numerosos autores con diferente formación profesional y objetivos investigativos, que han hecho su contribución a la definición conceptual de la misma, según refiere Fernández (2014) estos autores reseñan puntos comunes al tratar el tema, haciendo énfasis en "prevenir o minimizar los efectos no deseados de las actividades del hombre sobre el medio ambiente".

En este sentido destaca la ley 81 del medio ambiente, en la cual se define a la gestión ambiental como "*un conjunto de actividades, mecanismos, acciones e instrumentos, dirigidos a garantizar la administración y uso racional de los recursos naturales mediante la conservación, mejoramiento, rehabilitación y monitoreo del medio ambiente y el control de la actividad del hombre en esta esfera*" (GORC 1997).

Cabe señalar, que los Estudios de Impactos Ambientales (EIA) constituyen un importante instrumento para la prevención de efectos ambientales adversos, pues se aplica a proyectos de obras, previo a su aprobación y ejecución. En tanto en la etapa de explotación de las obras se realiza un seguimiento y control a los impactos resultantes de los EIA, mediante un sistema de vigilancia que comprende la medición sistemática de indicadores ambientales seleccionados.

Sin lugar a dudas, estos indicadores ambientales juegan un papel importante, pues a través de ellos se puede determinar la precisión alcanzada por los estudios ambientales precedentes, también se puede verificar si las predicciones de impactos realizadas fueron acertadas y además, si las medidas propuestas son pertinentes o no. De hecho, el hacer la selección correcta de los indicadores constituye la garantía de los EIA y la mitigación de los impactos ambientales.

Según el Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medioambiente de Cuba (CITMA) en la Resolución Nº.111, del año 2002, referida al Sistema Nacional de Monitoreo Ambiental (SNMA), define al monitoreo ambiental como*: "la recolección sistemática de datos mediante mediciones u observaciones en series de espacio y tiempo de variables previamente identificadas o indicadores".* Y señala además, que los resultados de éstas mediciones proporcionan un cuadro sinóptico representativo del medio ambiente nacional o territorial, facilitando no solo evaluar el estado actual del medio ambiente, sino predecir sus tendencias futuras.

Es importante resaltar que, a pesar de la importancia y el significado de la temática, aún persisten insuficiencias en la gestión de los impactos ambientales, motivadas fundamentalmente por las limitaciones existentes a la hora de llevar a cabo la vigilancia ambiental, específicamente en lo concerniente a la selección de los indicadores ambientales a observar en las áreas situadas aguas abajo de las presas en explotación.

Esta situación es referenciada por Fernández (2014), donde evidencia que la vigilancia ambiental que se realiza actualmente aguas abajo del dique de las presas en explotación del territorio holguinero, se limita solamente al muestreo de la calidad del agua de forma esporádica, sin considerar otras variables ambientales que son de gran importancia y que también son impactadas, como son la biodiversidad, la vegetación, la morfología del cauce u otras. Lo cual conlleva a una insuficiente gestión de los impactos ambientales y consecuentemente esta situación podría desencadenar un conjunto de problemas directos o indirectos de índole ambiental, social o económico.

Sobre la base de los argumentos anteriormente planteados y dada la necesidad de contar con indicadores para la vigilancia ambiental aguas abajo en las presas en explotación, que cuente con un reconocimiento mayoritario y que marque las pautas para la instrumentación práctica de dicha vigilancia, se procedió a llevar a cabo una investigación, cuyos resultados se muestran a continuación.

SECUENCIA DE LA INVESTIGACIÓN

La investigación contó con tres etapas para su ejecución, como se muestra en la figura 1.

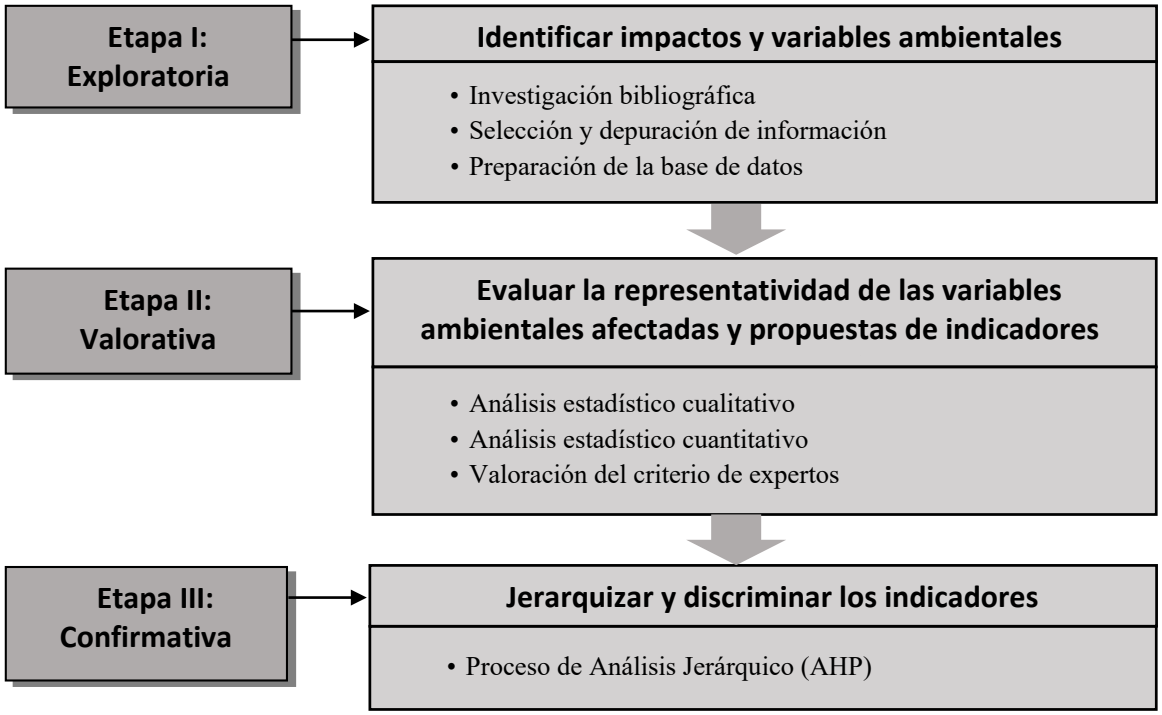


Figura 1. Esquema de la secuencia de la investigación

ETAPA I: EXPLORATORIA

En la primera etapa considerada la etapa exploratoria, se realizó una investigación bibliográfica en la que se consultaron diversas fuentes y bases de datos procedentes del Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH) y del Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba (CITMA), así como diferentes casos de otros contextos geográficos como son España, México, Brasil, Argentina y Colombia. Esta información sirvió para identificar los impactos ambientales asociados a las presas en la etapa de explotación que mayor transformación ocasionan al medio en zonas aguas abajo del dique, facilitó además seleccionar los más representativos y posteriormente poder conformar una base de datos, que abarcó como campos principales las alteraciones: en el régimen hidrológico, la geomorfología, la biota y aspectos socioeconómicos.

Es de destacar, que en la literatura consultada sobre la temática referente a "indicadores para la vigilancia ambiental en áreas aguas abajo de las presas en la etapa de explotación", se pudo apreciar que son insuficientes las especificidades universalmente aceptadas que tratan sobre los indicadores a observar en esta etapa. Solo se referencian criterios consensuados para explicar el fenómeno o situación existente y cuya acepción, está en correspondencia con la complejidad, tipología y condiciones del contexto físico-geográfico y social imperante en dichas áreas sometidas a presiones ambientales.

Evidentemente, la construcción de presas aporta diversos y grandes beneficios económicos y sociales a la humanidad, los cuales se vinculan a la producción de energía hidroeléctrica, a la prevención de inundaciones, al riego de cultivos en la agricultura, entre otros beneficios, sin embargo las presas son reconocidas como una de las obras hidráulicas que más impactos producen al medio, lo cual hace que este tipo de obras sean obligatoriamente sometidas al proceso de evaluación de impacto ambiental, según referencia el Centro de Inspección y Control Ambiental acotado en la Resolución 33 del 2015 (CITMA 2015).

Es notable que muchos de estos impactos se manifiestan a largo plazo provocando grandes desequilibrios en los ecosistemas aguas abajo del cierre, de ahí la importancia de evaluar los efectos en forma oportuna no sólo para no causar impactos no deseados (negativos) sino también para al menos mitigar o atenuar aquellos que sean inevitables (De la Maza 2007).

Lo cierto es que, la construcción de una presa en el cauce de una corriente fluvial constituye una barrera física para el agua, los arrastres y sedimentos, así como la biocenosis fluvial (Hernández, 2002). Es decir, que modifica el régimen natural de escorrentía del río, lo que trae consigo un cambio sustancial en el ecosistema aguas abajo del dique y consecuentemente efectos negativos al medio ambiente.

En este sentido, como resultado de la investigación bibliográfica llevada a cabo en la etapa exploratoria, se identificaron como más representativos 32 impactos ambientales producidos aguas abajo de las presas, los cuales a *priori* se relacionan con las variables ambientales afectadas: agua, suelo, biodiversidad y la actividad socioeconómica (antrópica).

Entre los impactos ambientales de mayor relevancia referidos a la variable biodiversidad, están los relacionados con las alteraciones del hábitat natural de especies de flora y fauna asociada, como son: fragmentación del hábitat, poca conectividad ecológica en la zona y la pérdida de biodiversidad acuática.

En cuanto a la variable ambiental suelo, los impactos se asocian al proceso de retención de sedimentos y acarreo de materiales terrígenos que impone el dique, lo cual produce aguas abajo un desequilibrio en la morfología del lecho, en la composición granulométrica de los sedimentos, así como en la erosión del cauce y formación de depósitos aluviales.

Las alteraciones que se producen en el régimen natural del río por la construcción de una presa, así como las formas en que se realizan las descargas de caudales del embalse, las características del agua y los niveles de eutrofización y estratificación de los mismos, son condicionantes de impactos que recibe el agua en el tramo aguas abajo del dique, los cuales se manifiestan en cambios en la cantidad y calidad de la misma.

Los efectos de un embalse en los tramos aguas abajo dependerán por un lado de las características de fragilidad, estabilidad y nivel de complejidad del ecosistema fluvial afectado, y por otro de la intensidad del impacto a que esté afectado, que a su vez será función del tipo de presa, de las características del embalse y del tipo de aprovechamiento a que se ve sometido. (García de Jalón 2008).

ETAPA II: VALORATIVA

La etapa valorativa centró como objetivo principal evaluar la representatividad de las variables ambientales afectadas y la propuesta de indicadores para la vigilancia de dichas variables. Para dar respuesta a este objetivo, fue necesario primeramente hacer un análisis estadístico cualitativo a partir del análisis de clúster o conglomerados dirigido a identificar la relación o aspectos comunes (similitud) existentes entre los impactos identificados aguas abajo de las presas en la etapa de explotación y las variables ambientales afectadas.

Para ello se procedió a construir una matriz binaria considerando la presencia-ausencia de las variables ambientales afectadas en los impactos identificados, luego se realizó un análisis de conglomerados o clúster, a través de la aplicación del programa PAST versión 3.25 (Hammer, 2019), del cual se obtuvieron las matrices de similitud directa y la clasificación numérica (dendograma de convergencia), y como opción del propio programa, se tomó como método de agregación el método de Ward (método jerárquico o aglomerativo) usando el promedio simple entre los grupos y como medida de la proximidad entre las variables una escala combinada de distancias (ligamiento completo).

El resultado de este análisis mostró la existencia de convergencias entre los impactos identificados con respecto a las variables ambientales afectadas, al formarse cuatro grupos (distance 1.2) en correspondencia al grado de similitud, según se muestra en el dendograma de convergencia en la figura 2.

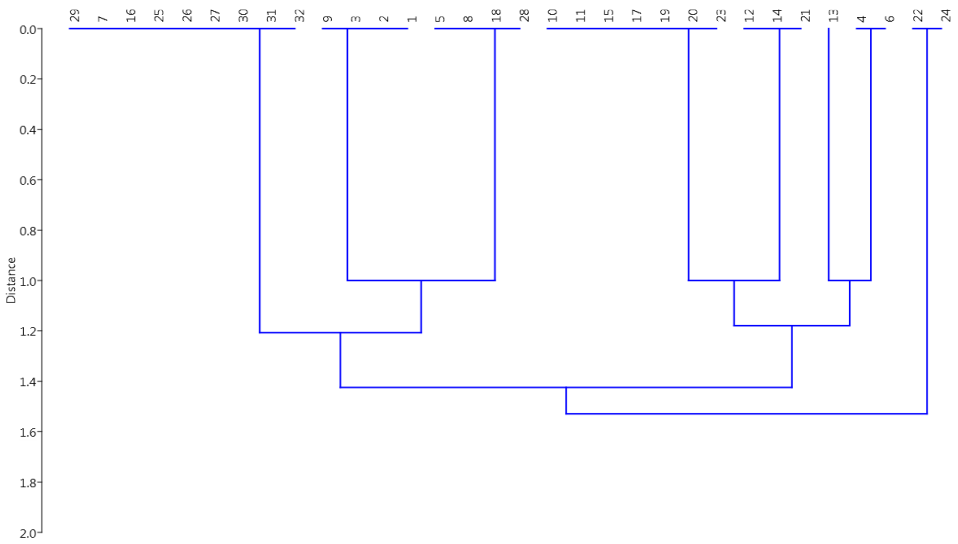


Figura 2. Dendograma de convergencia

La diferencia numérica observada entre los grupos de impactos, señala que algunas de las cuatro variables ambientales afectadas están más representadas en un grupo de impactos que en otro. Según se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Composición de los grupos según el planteamiento abordado.

Grupos	Nº del impacto identificado	Variables ambientales
G- 1	29, 7, 16, 25, 26, 27, 30, 31 y 32	3
G- 2	9, 3, 2, 1, 5, 8, 18 y 28	1, 2, 3
G- 3	10, 11, 15, 17, 19, 20, 23, 12, 14, 21, 13, 4 y 6.	1, 2, 3
G- 4	22 y 24	4

Como se observa en la tabla anterior, la variable ambiental 3 correspondiente a la biodiversidad está representada en tres grupos impactos, en tanto la variable 1 correspondiente al agua y la 2 correspondiente al suelo están presentes en dos grupos, mientras que la 4 que representa a las actividades socioeconómicas sólo se visualiza en un solo grupo. Los grupos 2 y 3 son los que aglutinan el mayor número de variables ambientales, con 3 cada uno.

Luego se procedió a evaluar el peso (nivel de representatividad y énfasis) de las variables ambientales afectadas dentro de los grupos impactos a partir de un análisis cuantitativo consistente en un procesamiento estadístico simple, según se muestra en la tabla 2 y la figura 3.

Tabla 2. Representación de las variables en los grupos

Variables ambientales	V-1	V-2	V-3	V-4
Veces que la variable ambiental se representa	11	12	17	2
Cantidad de impactos	32	32	32	32
Porciento de representatividad	**34,4**	**37,5**	**53,1**	**6,3**

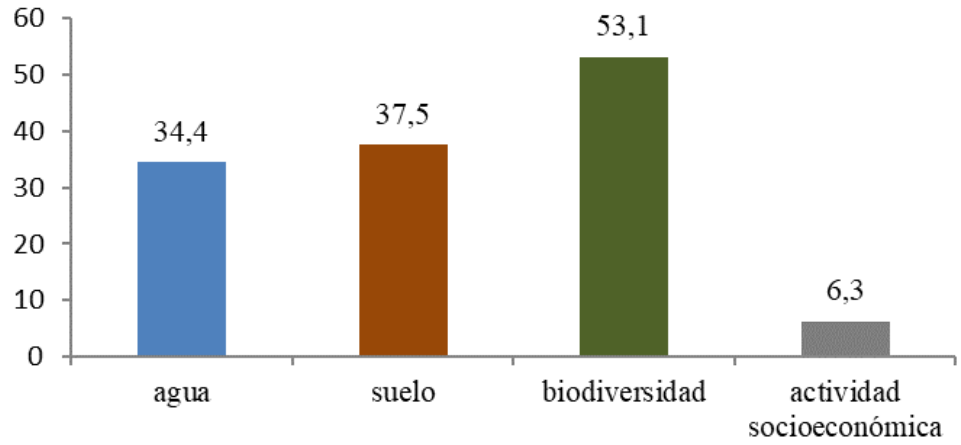


Figura 3. Representatividad de las variables ambientales

En este caso se observa que la variable ambiental con mayor representatividad en los impactos es la variable 3 correspondiente a la biodiversidad con un valor de 53,1 %; seguida en orden

descendente por las variables 2 y 1 correspondientes a suelo y agua con un 37,5% y 34,4% de representatividad respectivamente y por último la menos representada es la variable 4 correspondiente a la actividad socioeconómica (antrópica) con 6,3 %.

En sentido general, los resultados aportados por ambos análisis indican que:

Los impactos ambientales que afectan al medio aguas abajo de las presas se concentran fundamentalmente en cuatro grupos, que en orden de importancia están relacionados con:

- Alteraciones a la biota
- Alteraciones en el régimen hidrológico
- Alteraciones en la geomorfología
- Alteraciones socioeconómicas

La biodiversidad es la variable ambiental más representada en los impactos

El suelo y el agua son variables ambientales de gran importancia y representatividad en los impactos ambientales, en tanto las variables ambientales relacionadas con la actividad antrópica es la menos influyente en los impactos.

Como puede apreciarse en los resultados anteriores, existe compatibilidad a la hora de considerar las variables ambientales a vigilar. Este es un aspecto de gran importancia, en el que claramente se manifiestan las particularidades de los impactos ambientales producidos aguas abajo de las presas en explotación y las variables ambientales asociadas a los mismos. Por tanto, permiten definir los indicadores ambientales a aplicar en estos casos para dar el seguimiento a los impactos y gestionarlos.

Los indicadores ambientales son reconocidos como instrumentos indispensables a la hora de conocer con mayor profundidad el comportamiento y la dinámica de un fenómeno, a la vez que facilitan la gestión de las soluciones a los problemas que puedan existir. En los últimos años el estudio de los indicadores ambientales ha adquirido relevancia; en gran medida se debe al importante papel que juegan en la toma de decisiones y la mitigación de impactos ambientales. Según refieren Miranda et al. (2019, p.73) los indicadores ambientales como medida cuantitativa o cualitativa que expresa el cumplimiento de requisitos legales, objetivos ambientales y compromisos internacionales orientan la toma de decisiones.

En este sentido los indicadores juegan un papel fundamental para dar seguimiento a estos impactos y en ello radica la necesidad de elaborar un sistema común de indicadores medioambientales, que caractericen y evalúen la respuesta ambiental del entorno observado. Es de significar que los indicadores son instrumentos que continuamente se calibran y optimizan en correspondencia a la situación y contexto a observar

Dada la complejidad que implica un escenario a vigilar ambientalmente como es el de las áreas aguas abajo de una presa en explotación, se hace muy difícil identificar cada uno de los indicadores representativos a considerar en la vigilancia ambiental, así como los atributos que los caracterizan. Por lo que ha sido necesario identificar y valorar aquellos que por su influencia resultan ser esenciales para llevar a cabo dicha vigilancia ambiental y además cumplir con funciones elementales tales como:

- Evaluar el estado ambiental inicial en áreas de influencia aguas abajo de las presas en explotación y la evolución en el tiempo de este estado.
- Predecir el comportamiento o tendencias futuras de las variables ambientales afectadas en dichas áreas.
- Servir de patrón de comparación de los resultados a corto, mediano y largo plazos.
- Precisar la influencia o impactos de las actividades antrópicas en áreas aguas abajo de las presas en explotación.
- Facilitar la adopción de medidas y planes de acciones dirigidos a minimizar los efectos negativos y potenciar aquellos que resulten positivos.
- Rectificar o rediseñar planes de acción que resulten ineficientes.

Por último en esta etapa para la identificación de los indicadores, se contó con la valoración del criterio de 15 expertos previamente seleccionados. Para ello, se le aplicó una encuesta inicial con el objetivo de determinar su coeficiente de competencia (K) en esta temática, a los efectos de reforzar la validez del resultado de la consulta. El cálculo se determinó como:

$K = ½ (K_c + K_a)$, donde:

Kc: coeficiente del conocimiento sobre el tema. Este coeficiente se auto valora acorde al valor de una escala de 0 a 10.

Ka: Coeficiente de argumentación. Este coeficiente se autoevalúa en alto, medio o bajo con el grado de influencia de las siguientes fuentes: análisis teóricos realizados por el posible experto, su experiencia obtenida, trabajo de autores nacionales, trabajo de autores extranjero, su propio conocimiento sobre el problema en el extranjero y su intención.

Los expertos seleccionados resultaron tener un coeficiente de competencia alto comprendido entre ($0.8 \leq K \leq 1.0$), todos proceden de diferentes instituciones y son especialistas relacionados con la temática en cuestión, cuentan con un promedio de 31 años de experiencia y alta calificación: 8 Doctores en Ciencias, 5 Másteres en Ciencia y 2 Ingenieros.

Luego en un segundo momento, los expertos seleccionados identificaron y propusieron inicialmente 13 indicadores a observar asociados a cada variable ambiental, teniendo en consideración para su propuesta la:

- **Aplicabilidad**, en el sentido que se manifiestan los efectos ambientales en las condiciones físico-naturales para que se puedan aplicar.
- **Eficiencia**, en el sentido que se reconozca que con su utilización se logra una significativa gestión de los impactos ambientales.
- **Pertinencia**, en el sentido que se reconozcan como buenos instrumentos teórico-prácticos para lograr las metas deseadas.

Los indicadores identificados que responden a las diferentes variables ambientales se muestran a continuación, en la tabla 3.

Tabla 3. Variables e indicadores identificados

Variables ambientales	Indicadores identificados
Agua	Composición química del agua
	Características físicas del agua
	Servicios ambientales y funciones ecológicas del agua
	Caudal del río
Suelo	Formación de depósitos aluviales
	Modificaciones en sección natural del río
	Composición granulométrica de los sedimentos
Biodiversidad	Presencia ausencia de especies de peces
	Presencia y tipo de vegetación en el valle
	Presencia ausencia de especies de aves acuáticas
	Presencia ausencia de especies de moluscos
Actividad socioeconómica	Usos del terreno del valle
	Viabilidad y tránsito

ETAPA III: CONFIRMATIVA

En tanto la etapa confirmativa, se llevó a cabo con el objetivo de jerarquizar y discriminar los indicadores resultantes del criterio de expertos, mediante el Proceso de Análisis Jerárquico (AHP, por sus siglas en inglés *Analytic Hierarchy Process*), (Saaty 1980), el cual está diseñado para resolver situaciones complejas donde intervienen criterios múltiples.

El AHP se estructura en cuatro pasos fundamentalmente, (Balaji and Senthil Kumar 2014), que consisten en la desintegración jerárquica del problema, la comparación de criterios y alternativas en pares con respecto a la importancia del objetivo de partida señalado, cálculo del peso de la prioridad de la matriz de comparación, y evaluación de la consistencia de la matriz a partir del cálculo del radio de consistencia RC, cuyo resultado debe ser menor que el 10%.

El procedimiento del AHP se aplicó para definir los indicadores ambientales a observar en correspondencia con cada una de las variables ambientales, los resultados obtenidos se muestran en la tabla 4.

Tabla 4. Resultados del proceso de análisis jerárquico

Variable ambiental agua			
Criterio	**Indicador**	**Peso**	**RC (%)**
Crit-1	Composición química del agua	30,0%	0,0
Crit-2	Características físicas del agua	30,0%	
Crit-3	Servicios ambientales y funciones ecológicas del agua	30,0%	
Crit-4	Caudal del río	10,0%	

Variable ambiental suelo			
Criterio	**Indicador**	**Peso**	**RC (%)**
Crit-1	Formación de depósitos aluviales	40,5%	3,0
Crit-2	Modificaciones en sección natural del río	48,1%	
Crit-3	Composición granulométrica de los sedimentos	11,4%	

Variable ambiental biodiversidad			
Criterio	**Indicador**	**Peso**	**RC (%)**
Crit-1	Presencia-ausencia de especies de peces	20,8%	5,7
Crit-2	Presencia y tipo de vegetación en el valle	48,7%	
Crit-3	Presencia-ausencia de especies de aves acuáticas	9,6%	
Crit-4	Presencia-ausencia de especies de moluscos	20,8%	

Variable ambiental actividad socioeconómica			
Criterio	**Indicador**	**Peso**	**RC (%)**
Crit-1	Usos del terreno del valle	87,5%	0,0
Crit-2	Viabilidad y tránsito	12,5%	

Los resultados anteriores muestran una alta consistencia, ya que todos los CR están por debajo del 10%.

Se consideró como criterio para la selección de los indicadores, el peso de la prioridad de la matriz de comparación mayor del 15%.

En correspondencia con los resultados obtenidos, se tomaron como definitivos nueve indicadores:

1. Composición química del agua
2. Características físicas del agua
3. Servicios ambientales y funciones ecológicas del agua
4. Formación de depósitos aluviales
5. Modificaciones en sección natural del río
6. Presencia-ausencia de especies de peces
7. Presencia y tipo de vegetación en el valle
8. Presencia-ausencia de especies de moluscos

9. Usos del terreno del valle

Los parámetros básicos y criterios de evaluación recomendados (CITMA 2002) a considerar son:

- Composición química del agua: sales solubles totales, sólidos en suspensión, pH, DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno)
- Características físicas del agua: turbiedad, color, temperatura
- Servicios ambientales y funciones ecológicas del agua: caudal ecológico e índice de biodiversidad y endemismos (bioindicadores acuáticos)
- Formación de depósitos aluviales: cantidad de material depositado
- Modificaciones en sección natural del río: cambios en perfiles topográficos
- Presencia-ausencia de especies peces: número de especies de peces endémicas
- Presencia y tipo de vegetación en el valle: número de especies de flora y vegetación endémicas
- Presencia-ausencia de moluscos: número de especies de moluscos endémicos
- Usos del terreno del valle: cantidad de áreas destinadas a la agricultura u otros fines.

Para la caracterización de los indicadores es recomendable considerar los criterios emitidos por Pérez (2005), donde se tratan los siguientes aspectos: nombre del indicador, unidad de medida, objetivo, expresión (glosario), frecuencia (periodicidad), estado deseado, sistema de recolección (punto de lectura e instrumentos), procesamiento (forma de cálculo) y responsable de la ejecución. En este caso se abarcan los aspectos esenciales para su caracterización, y su adaptación depende en gran medida a las condiciones y contexto a observar. El indicador debe ser documentado mediante la construcción de meta datos donde se especifiquen las características de la variable, su disponibilidad, las fuentes responsables de calcularla, el tipo de variable, las unidades de medida con que es expresada, según refieren Schuschny y Soto (2009).

02 CONCLUSIONES

Se evidenció la existencia de impactos y variables ambientales afectadas aguas abajo de las presas en explotación que no son vigilados ambientalmente; y la necesidad de contar con indicadores capaces de suplir las insuficiencias existentes en la gestión ambiental.

El proceso de selección de los indicadores propuestos fue validado estadísticamente, lo cual constituye la validación de los mismos y la garantía de contar con herramientas eficientes y apropiadas, con un reconocimiento mayoritario marcando las pautas para la instrumentación práctica de dicho monitoreo, conducente a una buena gestión de los impactos ambientales manifestados aguas abajo de las presas en explotación.

03 REFERENCIAS

Balaji K. and Senthil Kumar V. (2014). “Multicriteria Inventory ABC”. Classification in an Automobile Rubber Components Manufacturing Industry. Procedia CIRP, 17, 463-468. http://doi.org/10.1016/j.procir.2014.02.044. ISSN: 2212-8271. Canadá.

CITMA (2002). SNMA. Sistema Nacional de Monitoreo Ambiental, Resolución 111 del 2002. GORC. Cuba.

CITMA (2015). ORASEN. Oficina de Regulación Ambiental y Seguridad Nuclear, Resolución 33 del 2015. GORC. Cuba.

De la Maza C. (2007). "Manejo y Conservación de recursos forestales. Evaluación de Impactos Ambientales". Editorial Universitaria pp. 579-609, ISBN 978-956-111-9697, Chile.

Fernández S. (2014). "Tecnología para la gestión ambiental de las aguas subterráneas. Caso de aplicación Holguín". Tesis presentada en opción al grado científico de doctor en Ciencias Técnicas. Instituto Superior de Tecnología y Ciencias Aplicadas. INSTEC. UHO. Cuba.

García de Jalón D. (2008). "Ríos y sostenibilidad. La regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad". Expo Zaragoza 2008. España, extraído de: https://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/cajaAzul/6B-S2-P1Diego%20G%20JalonACC.pdf en junio 2020.

GORC. Gaceta Oficial de la República de Cuba. (1997). Ley 81 del Medio Ambiente. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente. Edición Extraordinaria. Nº7. La Habana. 47 pp.,Cuba.

Hammer O. (2019). PAST. Paleontological Statistics. Version 3.25. Reference Manual. Natural History Museum. University of Oslo. Norway.

Hernández S. (2002). "Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con algunos procesos y especies relacionados con la fauna". Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de presas. ISBN: 978-84-8014-791-0, Madrid, España.

Miranda R., Reyes S., Gómez G. y Goicochea O. (2019). "Metodología para la realización de un diagnóstico de la gestión de indicadores ambientales en la administración pública". Ingeniería y Desarrollo. Universidad del Norte. Vol. 37 n.° 1: 71-87, 2019. http://dx.doi.org/10.14482/inde.37.1.363. ISSN: 0122-3461 (impreso), 2145-9371 (on line). Colombia.

Pérez M. (2005). "Contribución al control de gestión en elementos de la cadena de suministro. Modelo y procedimientos para organizaciones comercializadoras". Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas. Universidad Central "Marta Abreu" de las Villas. Cuba.

Saaty T. (1980). Marketing Aplications of the Analytic Hierarchy Process". Management Science. vol. 26, no7, ISSN 1526-5501, New York, USA.

Schuschny A. y Soto H. (2009). "Guía metodológica para el diseño de indicadores compuestos de desarrollo sostenible". Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) 2009, publicación de las Naciones Unidas, extraído de: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/3661/1/S2009230_es.pdf en junio 2020.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Sara Fernández Cruz https://orcid.org/0000-0001-9246-5240

Trabajó en el diseño de la investigación, en el procesamiento e interpretación de los datos. Análisis de los resultados y en la revisión y redacción del informe final.

Sucel González Rivero https://orcid.org/0000-0003-4471-1261

Participó en la búsqueda de información, haciendo contribuciones en su análisis e interpretación de los datos. Participó en la redacción final.

Demanda de agua urbana: acueducto Metropolitano de Mérida. Algunas reflexiones sobre el valor de la demanda

MIGUEL EDUARDO MEDINA PADILLA E-MAIL: miguelmp5ster@gmail.com
Facultad de Ingeniería. Departamento de Hidráulica y Sanitaria. Universidad de Los Andes, Mérida – Venezuela

MARÍA ALEJANDRA PÉREZ MONTILLA E-MAIL: alalej22@gmail.com
Centro de Investigación Ambiental y Territorial (CIDIAT-ULA). Universidad de Los Andes, Mérida – Venezuela

RESUMEN

La estimación de la demanda de agua para abastecimiento urbano es un procedimiento que puede ser complejo, pero debe tener, en función de lo que se necesite, un gran alto grado de precisión que permita planificar, a diferentes niveles, el buen uso del recurso. Se presenta la aplicación de la metodología de los componentes para el caso del acueducto metropolitano de Mérida, Venezuela, haciendo algunas reflexiones que plantean situaciones a tomar en cuenta por los planificadores en las empresas hidrológicas, y a los ingenieros proyectistas en general.

PALABRAS CLAVES: abastecimiento urbano, demanda de agua, estimación de demanda, método de los componentes, planificación

Urban water demand: Metropolitan Aqueduct of Mérida. Some thoughts about the demand value

ABSTRACT

Estimating water demand for urban supply is a procedure that can be complex, but it must have, depending on what is needed, a high degree of precision that allows planning, at different levels, the use of the resource. The application of the component methodology for the case of the metropolitan aqueduct of Mérida, Venezuela is presented, making some reflections that pose situations to be taken into account by planners in hydrological companies, and by project engineers in general.

KEYWORDS: urban supply, water demand, demand forecasting, component methodology, planning

CITMA CERTIFICADO

Mayo 2021-RECIBIDO *APROBADO Enero 2022*

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

SciELO

01 INTRODUCCIÓN

El interés por el estudio de las funciones de demanda de agua para uso urbano se ha desarrollado en los últimos años, todo con la finalidad de encontrar un elemento que permita minimizar el costo para lograr un consumo eficiente del recurso, además de establecer una mejor distribución entre las diferentes demandas que componen la totalidad de la demanda doméstica de agua, haciendo el cobro del recurso mucho más equitativo.

No existen lineamientos sencillos para seleccionar el método de estimación de la demanda a ser utilizado, así que, para tomar una decisión sobre el método, debe realizarse un balance entre:

El nivel de precisión deseado
El costo para obtener este nivel de precisión
Los beneficios extra obtenidos por un mayor nivel de precisión

En este artículo se presenta, como estudio de caso, la demanda de agua urbana en el acueducto metropolitano del Municipio Libertador del estado Mérida, Venezuela, estimada según el Método de los Componentes, además de algunas reflexiones sobre la influencia del agua destinada para el riego de jardines residenciales sobre el total de la demanda urbana.

ESTIMACIÓN DE DEMANDA DE AGUA PARA ABASTECIMIENTO URBANO

De acuerdo a Cetron (1969) “la estimación tecnológica se define como una predicción, con un nivel de confianza, de un logro tecnológico en un espacio de tiempo dado con un nivel específico de soporte”

Según comenta Whitford (1970) esta definición no es realmente útil en el caso de estimaciones para abastecimiento de agua potable, dado que es ésta una técnica poco sofisticada. El mismo autor señala que en la actualidad es difícil ubicar un ejemplo en el que pueda expresarse algún nivel de confianza para el caso de estimaciones para abastecimiento de agua potable.

Al hablar de proyección, generalmente se asocia con una de las herramientas básicas para la estimación, pudiéndose definir la proyección como “una extrapolación gráfica o algebraica de valores pasados de una variable con la finalidad de poder predecir su valor para un tiempo futuro dado”. (Whitford, 1970)

En función de lo anterior, obligatoriamente debe entonces plantearse la interrogante de “¿Por qué es necesario estimar?”, en este particular caso, demandas de agua para abastecimiento urbano.

Billings and Jones (1996) han intentado dar respuesta a esta pregunta, señalando la importancia de realizar las estimaciones de demanda de agua, y su repercusión económica en los planes de expansión de los sistemas de abastecimiento, así como la influencia que puede llegar a tener para la concepción de planes de conservación del recurso, entre otros aspectos no menos importantes.

Existen numerosos métodos para realizar las estimaciones de demanda de agua, la selección de éstos depende de algunos factores como, por ejemplo, la capacidad técnica del analista, los datos disponibles, y los recursos disponibles para el proceso de estimación. La mayoría de las técnicas de estimación utilizan valoraciones estadísticas de las tasas de uso de agua *per capita*. (O por usuario) (Billings and Jones, 1996)

ESTIMACION DE LA DEMANDA POR EL MÉTODO DE LOS COMPONENTES

La metodología se basa, fundamentalmente, según se indica en el informe preparado para HIDROVEN por Azpúrua (1993) en la concepción del núcleo urbano como consecuencia de un hecho económico, administrativo o de servicios. Con las posibles excepciones de ciudades – dormitorio o industrias extraurbanas el núcleo urbano suministra la fuente de empleo de sus residentes y áreas cercanas, en consecuencia, en dicho núcleo existirán, además de actividades residenciales, actividades de comercio y servicio, actividades industriales y actividades público – educacionales.

Además, cada núcleo posee características particulares distintivas, tales como el clima, demanda de riego, tipos de vivienda, índices de facilidades médico – asistenciales y de servicios, por citar algunos, lo cual deberá ser tomado en cuenta para la estimación de la demanda de agua de un núcleo urbano en particular.

De acuerdo al citado informe, la demanda de agua de los núcleos urbanos, se calculará con base en: las actividades de sus habitantes, parámetros urbanos característicos y dotaciones unitarias.

No se hace, en este trabajo, una exposición detallada de esta metodología de estimación de demanda, simplemente, se presentan valores estimados de demandas de agua para abastecimiento urbano según ésta. Se expone, como aporte adicional, la estimación de un factor que se considera importante a tomar en cuenta como un componente de la demanda, tal como son las pérdidas de agua en la red, sin entrar en mayor descripción del método de estimación de estas.

PÉRDIDAS EN LA RED

Este valor puede llegar a ser muy subjetivo, y depende del estado físico de la red de distribución. Las pérdidas en redes, se estiman, generalmente, entre un 12 y 20%. La tendencia mundial actual es expresar las pérdidas en función del Indice de Pérdidas, altamente estudiado y caracterizado para redes de abastecimiento urbano a nivel mundial.

Este índice varía de acuerdo al nivel de operación y mantenimiento del sistema considerado, aunque puede variar también en función de las características físicas y orográficas del terreno, características de tráfico vial, entre otros factores.

Los expertos, con la finalidad de establecer parámetros para la estimación de las pérdidas en redes, adoptan el término “Agua No Facturada” (NRW por sus siglas en inglés).

De acuerdo a la Agencia Internacional para el Desarrollo de los Estados Unidos, USAID por sus siglas en inglés, el Agua No Facturada, está compuesta de los siguientes aspectos: (Farley et al., 2018)

- Consumo Autorizado No Facturado
- Pérdidas Aparentes
- Pérdidas Reales

Para obtener la demanda de agua por este método, se hace mediante la suma de cada uno de los componentes individuales.

El valor de la demanda obtenido con la aplicación de esta metodología resulta útil para la planificación a gran escala de los sistemas de abastecimiento de los núcleos urbanos, pues se obtienen valores aproximados de las cantidades de aguas necesarias para la satisfacción de las

necesidades de este importante servicio, lo cual permite estimar, de manera general, dimensiones de los principales componentes de un sistema de abastecimiento. (Plantas Potabilizadoras, almacenamientos, grandes alimentadores)

ESTUDIO DE CASO

Se presenta, como estudio de caso, el análisis de demanda para la Ciudad de Mérida, Municipio Libertador, del estado Mérida, Venezuela, de acuerdo con la metodología expuesta.

Se excluyen del análisis las siguientes parroquias: Arias, El Morro, Jacinto Plaza y Los Nevados, pues éstas no se encuentran abastecidas por el Acueducto Metropolitano de Mérida a cargo de la Empresa Hidrológica Aguas de Mérida, C.A.

Los datos necesarios para el cálculo se resumen en las tablas 1 y 2. La información presentada corresponde, en parte, a valores extraídos del XIII Censo Anual de Población y Vivienda, realizado en el año 2001. (INE 2001) Es importante aclarar que no toda la información requerida para el análisis de demanda mediante esta metodología, se encuentra disponible en los datos registrados por el Instituto Nacional de Estadística, pues el Instituto ya no mide ciertas variables necesarias, tales como la composición de la fuerza de trabajo en los sectores productivos (Primario, Secundario y Terciario) para la aplicación del análisis propuesto por Azpúrua (1993), por lo que se utilizan algunos valores extraídos del Informe presentado por el mencionado ingeniero en su oportunidad.

La tabla 1 muestra la Población total para las Parroquias consideradas, de acuerdo al Censo realizado en 2001. La tabla 2 refleja, de acuerdo al Censo 2001, la composición de viviendas para las Parroquias incluidas en el caso de estudio.

Dado que la información estadística consultada es limitada, o no está disponible, en relación con la metodología de estimación desarrollada, algunos parámetros, tales como el porcentaje de la población económicamente activa, agrupada bajo el término “Industria Dispersa” e “Industria Concentrada”, fueron extraídos del informe presentado a Hidroven por Azpúrua (1993) según sus estimaciones para el año 2000. En el caso del valor de Población Flotante, se calcula en base a la población residente en hoteles o similares.

Tabla 5. Población, por Parroquias, en el Municipio Libertador, estado Mérida

Municipio	Parroquia	Población
Libertador	Antonio Spinetti Dini	26463
	Caracciolo Parra Pérez	10611
	Domingo Peña	21188
	El Llano	9953
	Gonzalo Picón Febres	5466
	Juan Rodríguez Suarez	15073
	Lasso De La Vega	12559
	Mariano Picón Salas	15253
	Milla	20861
	Osuna Rodríguez	19335
	Sagrario	6644
	TOTAL	**163406**

[fuente: INE (2001)]

Tabla 6. Composición de Viviendas en el Municipio Libertador, estado Mérida

Tipo Vivienda	Porcentaje
Quinta	0,06%
Casa	46,71%
Apartamento	51,54%
Rancho c/s	0,41%
Rancho Evol	1,04%
Rancho s/s	0,24%
TOTAL	**100,00%**
[fuente: INE (2001)]	
Nota: Rancho Evol: Ranchos con paredes de bloques y servicios sanitarios	
Rancho s/s: Ranchos Sin Servicios Sanitarios	

Se presenta, en la Tabla 3, un resumen de los datos introducidos al programa para la estimación de la demanda urbana para este estudio de caso.

En cuanto a la estimación de las pérdidas físicas, de acuerdo al Informe de Diagnóstico elaborado por TAHAL Consulting Engineers, LTD (1998), las pérdidas corresponden a 20% del total de la demanda, es decir, un Factor de Mayoración de Pérdidas de 1,20.

Tabla 7. Resumen de datos para el cálculo de la demanda

Parámetro	Valor	Fuente
Composición de viviendas	(Ver tabla 2)	INE, 2001
Porcentaje PEA	40,4	INE, 2001
Porcentaje Pob. Flotante	3	Azpúrua, 1993
Porcentaje Estudiantil	40,9	INE, 2001
% Sector II en la PEA	20	Azpúrua, 1993
% Sector III en la PEA	79	Azpúrua, 1993
Porcentaje IC	30	Azpúrua, 1993
Porcentaje ID	70	Azpúrua, 1993
Clima	Tipo 1	Azpúrua, 1993
Nivel Industrial	Tipo C	Azpúrua, 1993
Nivel de Desarrollo	Nivel 2	Azpúrua, 1993
Nota:	PEA: Población Económicamente Activa	
	IC: Industria Concentrada	
	ID: Industria Desconcentrada	

02 RESULTADOS

Aplicando la Metodología descrita, se obtienen los resultados, por componentes, mostrados de manera tabulada en la tabla 4.

Azpúrua (1993) obtiene como resultado, para la ciudad de Mérida, el valor medio de demanda, estimada en 249 l/hab/d, para el año 1990, sin tomar en cuenta las pérdidas en la red, valor que, extrapolando linealmente, es de 257 l/hab/d para el año 2000.

Con los datos para el año 2001, el valor de la demanda calculado, sin considerar pérdidas, es de 262,46 l/hab/d, de acuerdo a lo presentado en la Tabla 4. En este caso, al utilizar los datos de población, composición de viviendas, y población estudiantil, extraídos del XIII Censo de Población y Vivienda, el valor de la demanda, para el año 2001, se considera como ajustado a las condiciones reales del núcleo urbano utilizado como estudio de caso, a pesar de las dificultades para la obtención de la información necesaria para la aplicación del método.

TAHAL (1998) estimó, para el año 2000, una demanda de 481 l/hab/d, en función de las mediciones realizadas en campo y las proyecciones por ellos realizadas. Por otra parte, de acuerdo a Mora et al. (2006) el consumo promedio para la ciudad de Mérida para el año 2003, sin tomar en cuenta las pérdidas físicas, tiene un valor de 310 l/hab/d, valor igualmente superior al teórico calculado mediante la aplicación del método de los componentes.

Lo anterior infiere que la demanda teórica no se corresponde con aquella que realmente ocurre en la ciudad, y de allí la importancia de contar con herramientas que permitan la estimación, de manera sencilla, rápida y eficiente, de estos importantes parámetros.

Por ejemplo, se ha comprobado la influencia de la dotación de riego para el caso de estudio sobre el valor de la demanda doméstica. Para ello, se han dejado como parámetros constantes, todos los coeficientes, salvo la dotación sugerida para riego de jardines y zonas verdes residenciales. De acuerdo a lo señalado en la Tabla 5, este valor corresponde a 0,58 l/m^2/d para nuestro caso. Se calcula, entonces, la demanda variando esta dotación, la cual adoptó los siguientes valores: 0,5, 2,0, y 2,25, expresados en las mismas unidades.

Tabla 8. Resultados de la estimación de la demanda por el Método de los Componentes

CARACTERÌSTICAS DEL SITIO EN ESTUDIO	
COMPOSICION DE VIVIENDAS (%)	
Quintas	0,06
Casas	46,71
Apartamentos	51,54
Ranchos con servicios	0,41
Ranchos sin servicios	0,24
Rancho evolucionados	1,04
DATOS SOCIO-ECONOMICOS (%)	
Población económicamente activa (%)	40,4
Población flotante (%)	3
Población estudiantil (%)	40,9
NIVEL DE DESARROLLO INDUSTRIAL	
Porcentaje del Sector II en la Población Económicamente Activa	20
Porcentaje de Industria Concentrada	30
Porcentaje de Industria Dispersa	70
Porcentaje del Sector III en la Población Económicamente Activa	79
DATOS PARA CÁLCULO DE PÉRDIDAS EN LA RED	
Factor de Mayoración de Pérdidas	0
Densidad de la Red (m/hab)	0

Indice Lineal de Perdidas (l/m/d)	0
RESULTADOS DE DEMANDAS (l/hab/d)	
Demanda doméstica	159,94
Demanda comercio y servicios	25,21
Demanda publico educacional	31,4
Demanda industrial	31,51
Demanda poblacion flotante	14,4
Sub total demanda	262,46
Demanda por perdidas en la red	0
Total demanda urbana	**262,46**

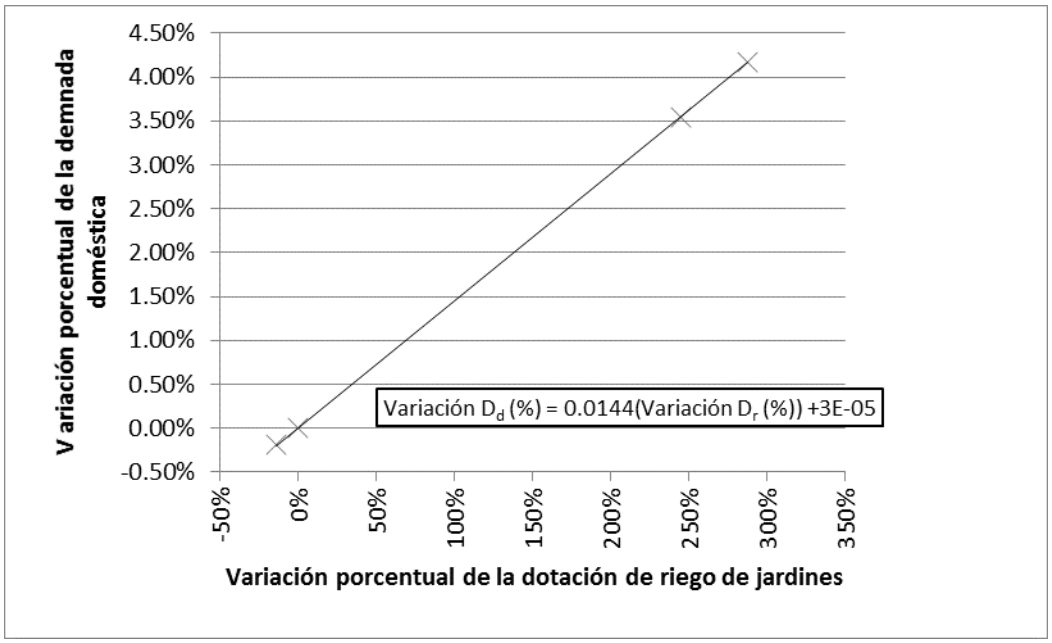
La tabla 5, resume los resultados obtenidos de las demandas totales para cada componente en función de lo anteriormente expuesto.

Tabla 9. Demandas para diferentes dotaciones de riego de jardines

Dotación riego (l/m²/d)	0,5	0,58	2	2,25
Demanda doméstica (l/hab/d)	159,63	159,94	165,6	166,6
Demanda comercio y servicios (l/hab/d)	25,21	25,21	25,21	25,21
Demanda público educacional (l/hab/d)	31,4	31,4	31,4	31,4
Demanda industrial (l/hab/d)	31,51	31,51	31,51	31,51
Demanda población flotante (l/hab/d)	14,4	14,4	14,4	14,4
Sub total demanda (l/hab/d)	262,15	262,46	268,12	269,12
Demanda por pérdidas en la red (l/hab/d)	0	0	0	0
Total demanda urbana (l/hab/d)	262,15	262,46	268,12	269,12

Como puede apreciarse, y resulta lógico intuir, a medida que aumenta la dotación para riego, se refleja un aumento en la demanda doméstica, permaneciendo constantes el resto de las demandas, dado que el riego, en este caso, no influye en ningún otro componente que no sea el componente doméstico.

Tomando como valor central, o 100 por ciento, el correspondiente a la demanda doméstica para una dotación de riego equivalente a 0,58, se ha generado la curva porcentual mostrada en la figura 1, a la cual se le ha ajustado una línea recta, cuya expresión se aprecia en la misma figura.



Nota: Dd: Demanda doméstica, Dr: Demanda de riego de jardines

Figura 1. Variación porcentual de la demanda doméstica en función de la variación porcentual de la dotación para riego de jardines

De la figura anterior se desprende que la variación de la demanda doméstica en función de la dotación para riego de jardines es muy poca, es decir, aun incrementando 3 veces el valor de dicha dotación (300%), no se refleja un aumento en la demanda doméstica mayor al 4%.

En otras palabras, de acuerdo a la expresión obtenida, para reflejar un aumento significativo en la demanda doméstica, digamos de un 10%, se debería aumentar en alrededor de 1400% el valor de la dotación para riego de jardines.

Lo anteriormente expuesto se complementa con lo señalado por Baumann et al. (1998), quienes comentan acerca del "mito de riego excesivo en terrenos residenciales", indicando que, en función de estudios realizados en California, Estados Unidos de América, se demuestra cómo los usuarios residenciales utilizan el agua destinada para el riego de sus jardines de manera racional, llegando a registrar valores incluso por debajo de las cantidades necesarias requeridas por las especies sembradas en los jardines.

El autor señala, así mismo, que en la zona oriental de los Estados Unidos de América, en donde el agua de lluvia es suficiente para mantener las zonas verdes residenciales, solo en verano se utiliza el agua para el riego ocasional de éstas.

De conformidad con lo expuesto, podemos asegurar que el uso excesivo de agua para riego de jardines y zonas verdes, comúnmente utilizada también para el lavado de los vehículos, como componente de la demanda doméstica, no afecta, significativamente, el valor total de ésta.

En el caso de acueductos rurales, en los que el agua de las redes de abastecimiento es generalmente utilizada para el riego de cultivos, la afirmación anterior pudiera no ser válida, puesto que, en primer lugar, el área destinada para riego es notablemente superior, así mismo, debe tomarse en cuenta que la demanda para riego de cultivos puede estimarse en un valor aproximado

de 1 l/s/ha, equivalente a 8,46 l/m^2/d. Estos dos factores influyen directamente sobre el componente "Demanda Doméstica", pudiendo incrementar su valor en el caso de acueductos rurales.

Para el caso de la ciudad de Mérida, dadas sus características, luego de la demanda doméstica, el componente que tiene mayor peso corresponde a la demanda industrial, seguida de la demanda público – educacional y la relativa a comercios y servicios.

Adicionalmente, se analiza el efecto que tienen las pérdidas físicas sobre el valor de la demanda total, suponiendo que el resto de los componentes permanecen constantes. Esto es, supóngase que quien dirige la Empresa Hidrológica, o cualquier otra persona, estima un valor dado de la demanda para una ciudad, por ejemplo, la demanda para la ciudad de Mérida en 600 l/hab/d, y un Factor de Mayoración de Pérdidas estimado en 20%.

Manteniendo constantes los factores que componen la demanda, se puede estimar de manera sencilla, usando una hoja de cálculo, el valor de pérdidas en la red, expresadas en l/hab/d, o expresada como índice.

Como ejemplo de esto, se presenta, en la tabla 6, para el estudio de caso, distintos valores, de acuerdo a diferentes métodos de estimación de pérdidas, para una demanda total estimada en 600 l/hab/d, comparada con los valores iniciales del estudio de caso.

De acuerdo a nuestro estudio de caso, manteniendo los valores de datos reflejados en la tabla 4, y suponiendo como valor inicial un Factor de Mayoración de Pérdidas de 1,20, para un universo poblacional de 176250 habitantes, se estiman las pérdidas en la red en un valor de 107,08 l/s.

Ahora bien, para la dotación fija de 600 l/hab/d, el valor del Factor de Mayoración de Pérdidas cambia a 2,3, es decir, las pérdidas corresponden a 130% del subtotal de los componentes de la demanda, lo que significa un caudal, sólo en este rubro, de 688,6 l/s.

Unas pérdidas de aproximadamente 20% del subtotal de la demanda, equivaldrían, en caso de que la densidad de conexiones por kilómetro de alimentador fuese menor que 20, y para la densidad media general de conexiones por habitante establecida para la ciudad de Mérida, en 0,17, a 309 litros/conexión/día, es decir, cada día, y por cada conexión al alimentador principal, se pierden 309 litros.

Se quiere, con lo descrito referente a las pérdidas en la red, llamar la atención sobre la importancia que pueden llegar a tener éstas como componente de la demanda urbana, llegando a significar volúmenes importantes de agua tratada, que representa, entre otros aspectos, un costo para la empresa hidrológica que se está dejando de percibir, y cuyo ingreso bien podría ser utilizado, por ejemplo, en obras para mejoras del servicio.

Los análisis desarrollados en párrafos anteriores, son de particular interés para el planificador urbano o para la empresa hidrológica, puesto que si se tiene clara la composición porcentual de la demanda total en cuanto a sus componentes, se puede, entre otras cosas, planificar el crecimiento de la ciudad como núcleo socio cultural y económico integral, previendo las necesidades del recurso hídrico de cada sector, así como las cantidades de agua consumidas, al menos teóricamente, por el núcleo urbano considerado.

Tabla 10. Estimación de pérdidas en la red para demanda total dada

Datos para cálculo de pérdidas en la red	Estudio de Caso	F.M.P	Densidad > 20 conex/km	Densidad > 20 conex/km	Densidad < 20 conex/km	Densidad < 20 conex/km
Factor de Mayoración de Pérdidas	1,2	2,3				
Densidad de la Red (conex/hab)			0,17	0,17		
Indice de Pérdidas (l/conex/d)			309	1985,50		
Indice de Pérdidas (%)					20	128,61
Indice Lineal de Pérdidas (l/m/d)						
RESULTADOS DE DEMANDAS (l/hab/d)						
Demanda doméstica	159,94	159,94	159,94	159,94	159,94	159,94
Demanda comercio y servicios	25,21	25,21	25,21	25,21	25,21	25,21
Demanda público educacional	31,4	31,4	31,4	31,4	31,4	31,4
Demanda industrial	31,51	31,51	31,51	31,51	31,51	31,51
Demanda población flotante	14,4	14,4	14,4	14,4	14,4	14,4
Sub total demanda	**262,46**	**262,46**	**262,46**	**262,46**	**262,46**	**262,46**
Demanda por pérdidas en la red	**52,49**	**337,54**	**52,53**	**337,54**	**52,49**	**337,54**
Total demanda urbana	**314,95**	**600**	**314,99**	**600**	**314,95**	**600**
Nota:	F.M.P.:Factor de Mayoración de Pérdidas					
	conex/km: Conexiones por kilómetro de tubería principal de alimentación					
	l/conex/km: Litros por conexiones por kilómetro de tubería principal de alimentación					
	l/m/d: Litros por metro de tubería y por día					
	l/m/hab: Litros por metro de tubería y por habitante					

03 CONCLUSIONES

Se ha demostrado, mediante la aplicación del método de los componentes, que el consumo excesivo de agua para riego, no afecta significativamente la demanda doméstica urbana. Sin embargo, esta afirmación no es necesariamente cierta para el caso de acueductos rurales.

Para el planificador, contar con una herramienta que permita, en corto tiempo, evaluar posibles escenarios de crecimiento de la demanda de agua para uso urbano, es de gran importancia, ya que le permite tomar decisiones acertadas, entre otros aspectos, sobre distintos planes de inversión a futuro.

No se pretende establecer las reglas gerenciales que deben primar en una empresa hidrológica para la creación de planes operativos que permitan evaluar la demanda a futuro, dada la complejidad de ellos, simplemente se presenta una herramienta que permite cuantificar, de manera expedita, los posibles resultados de la aplicación de éstos.

En el caso de la estimación de la demanda por el método de los componentes, vale la pena resaltar que en el país, los datos estadísticos necesarios para su aplicación no están del todo disponibles, por lo que se recomienda, como línea de investigación adicional, en función de la información disponible, adecuar los parámetros tomados en cuenta por la metodología para la determinación de la demanda en núcleos urbanos.

04 REFERENCIAS

Azpúrua J. (1993) “Actualización de parámetros fundamentales para el cálculo de la demanda urbana”. Informe técnico. HIDROVEN, Caracas. Venezuela.

Baumann D., Boland J. and Hanemann W. (1998) Urban Water Demand Management and Planning. McGraw-Hill, ISBN 9780070503014, USA.

Billings B. and Jones V. (1996) “Forecasting Urban Water Demand”, American Water Works Association, ISBN 1-58321-537-9, Denver, Colorado.

Cetron M. (1969) “Technological Forecasting: A Practical approach”, Technological Forecasting Institute, Gordon and Breach, Science Publishers, ISBN 978-0677021409, New York.

Farley M., Wyeth G., Ghazali Z., Istandar A. and Singh S. (2008) “The Manager’s Non-Revenue Water Handbook. A Guide to Understanding Water Losses”. Technical Report USAID 486-C-00-05-00010-00, USA.

INE (2001). Instituto nacional de estadística**.** Capítulo Mérida. Datos del XIII Censo Nacional de Población y Vivienda del 2001. Venezuela.

Mora L., Rodríguez L. y Medina M. (2006). “Análisis de consumos promedio para los Sistemas de Abastecimiento de Mérida y El Vigía de Venezuela y el impacto de la Micromedición en su reducción”. XXII congreso latinoamericano de hidráulica, ciudad Guayana. VENEZUELA.

TAHAL (1998). Consulting Engineers. "Informe de Diagnóstico", Reporte Técnico HIDROANDES, Proyecto MERBAR, Mérida, Venezuela

Whitford P. (1970). "Forecasting Demand for Urban Water Supply". Stanford University, ISBN 14-31-0001-3150, USA.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Miguel Eduardo Medina Padilla https://orcid.org/0000-0002-0122-209X

Realizó contribuciones en la recuperación de datos, el procesamiento e interpretación de la información, análisis de resultados y en la revisión y redacción final.

María Alejandra Pérez Montilla https://orcid.org/0000-0002-7696-0986

Realizó contribuciones en la recuperación de datos, el procesamiento e interpretación de la información, análisis de resultados y en la revisión y redacción final. Participó en la búsqueda de información.