

73

Fecha de presentación: enero, 2023

Fecha de aceptación: marzo, 2023

Fecha de publicación: mayo, 2023

ESTABILIZACIÓN

QUÍMICA-BIOLÓGICA EN CORTES DE PERFORACIÓN CONTAMINADOS CON DIÉSEL

CHEMICAL-BIOLOGICAL STABILIZATION IN DIESEL-CONTAMINATED DRILLING CUTS

Roberto Romero Silva¹

Email: robertor@cipimm.minem.cu

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9074-9178>

Miguel Ángel Díaz Díaz²

Email: michael@ceinpet.cupet.cu

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0633-3477>

Claudia Chao Reyes²

Email: claudiachao2294@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5414-2552>

Jeniffer Martínez-González²

Email: jeniffermg@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7540-9415>

Yaima Barrios San Martín³

Email: barrios830729@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8274-434X>

¹Centro de Investigación para la industria minero-metalúrgica (CIPIMM), Cuba.

²Centro de Investigación del Petróleo (CEINPET), Cuba.

³Empresa Nacional Comercializadora de Combustibles (ENCC), Cuba.

Cita sugerida (APA, séptima edición)

Romero Silva, R. Díaz Díaz, M. A., Chao Reyes, C., Martínez-González, J. & San Martín, Y. (2023). Estabilización química-biológica en cortes de perforación contaminados con diésel. *Universidad y Sociedad*, 15(3), 750-759.

RESUMEN

La introducción de nuevas formulaciones de fluidos de perforación en la extracción del crudo en Cuba, requiere contar con metodologías ambientales viables, de bajos costos y facilidades de manejo, para evitar el impacto negativo sobre el medio ambiente del almacenamiento de grandes cantidades de residuos peligrosos sin disposición final. El nivel de contaminación de los cortes de perforación impregnados con fluido, depende del tipo de lodo que se use y de las condiciones existentes en el lugar donde se encuentra el pozo. El objetivo del presente trabajo es evaluar a escala de banco un proceso de estabilización química-biológica, mediante la utilización de sulfato de calcio y la aplicación de un proceso de biorremediación en el tratamiento y disposición final de cortes de perforación contaminados por el uso de lodos con combustible diésel. En la biorremediación se evaluaron dos productos acondicionadores orgánicos con alta carga de nutrientes. El proceso se corresponde con un diseño experimental multifactorial categórico con dos variables respuesta. Se lograron alcanzar niveles de concentración por debajo de la normativa de referencia, con la aplicación del proceso y variantes experimentales realizadas. La utilización del producto mejorador de suelos en la estabilización biológica permitió alcanzar eficiencias de biodegradación de 68 % de grasas y aceites y 71 % de hidrocarburos totales. Estos resultados permiten asegurar un correcto manejo y disposición final de estos residuos en el medio ambiente.

Palabras clave: contaminación, biorremediación, grasas y aceites, hidrocarburos totales

ABSTRACT

The introduction of new formulations of drilling fluids in the extraction of crude oil at Cuba requires viable environmental methodologies, low costs and handling facilities, to avoid the negative impact on the environment of storing large amounts of hazardous waste without final disposal. The level of contamination of fluid-impregnated drilling cuttings depends on the type

of mud used and conditions at the site of the oil field. The objective of this work is to evaluate a chemical-biological stabilization process at bench scale, through the use of calcium sulfate and the application of a bioremediation process in the treatment and final disposal of drilling cuttings contaminated by the use of muds with diesel fuel. In bioremediation, two organic conditioning products with a high nutrient load evaluated. The process corresponds to a categorical multi-factorial experimental design with two response variables. It was possible to reach concentration levels below the reference regulations, with the application of the process and experimental variants carried out. The use of the soil improver product in biological stabilization allowed reaching biodegradation efficiencies of 68 % of greases and oils, and 71 % of total hydrocarbons. These results make it possible to ensure correct handling and final disposal of these residues in the environment.

Keywords: contamination, bioremediation, greases and oils, total hydrocarbons

INTRODUCCIÓN

En los últimos años la economía mundial tuvo como uno de sus pilares energéticos al petróleo, recurso que se fue agotando, y además se fueron incrementando los costos de extracción, con la complicación que estudios geológicos muy serios calcularon una declinación inexorable de la producción de petróleo en el año 2020 (Brutti et al., 2018).

Los fluidos utilizados durante las labores de perforación de un pozo de petróleo, se denominan fluidos de perforación. Este término está restringido a los fluidos que se circulan a través del hoyo y cumplen con los requisitos mínimos de eficiencia, limpieza y seguridad durante la perforación de un pozo. El término "fluido de perforación", incluye gas, aire, petróleo, agua y suspensión coloidal a base de agua y arcilla (Akpan et al., 2019).

Con el transcurso del tiempo y el avance tecnológico de los equipos de perforación, la profundidad de los pozos a perforar se incrementó y por lo tanto aumentaron las exigencias para el fluido de perforación. Fueron apareciendo nuevos tipos de fluidos y aditivos para su formulación, tales como aceites desaromatizados, sintéticos o de origen vegetal no tóxicos. (Caenn-Darley & Gray, 2017).

La composición o presencia de contaminantes va a depender del fluido usado. Manteniendo una alta eficiencia del equipo de control de sólidos, es posible alcanzar una concentración de los mismos de hasta 96 %, siendo el restante 4 %, fluido de perforación adherido al corte (Chao, 2018). Estos fluidos han sido empleados con éxito para muchas tareas de perforación como, por ejemplo,

en pozos profundos con condiciones extremas de presión y temperatura (Fakoya & Ahmed, 2018).

El uso de fluidos de perforación base diésel, dada la imposibilidad de utilizar lodos base agua por las características de la roca a perforar, es una de las causas principales que impulsa el desarrollo de nuevas investigaciones continuas para el tratamiento final de los desechos impregnados con el lodo utilizado durante la perforación del pozo (Fink, 2012). El tratamiento de cortes de perforación contaminados por el uso de lodo con combustible diésel es difícil de remediar por sus menores características biodegradables volátiles (Wang et al., 2016).

Existe una gran variedad de procesos químicos aplicables al tratamiento de los residuos, pero, en líneas generales, se clasifican en dos grandes categorías: los que transforman los residuos y los que tan solo reducen la movilidad de los componentes tóxicos del residuo. En general, estos tratamientos producen una modificación de la estructura molecular de los componentes peligrosos de los residuos, transformando estos componentes en otros menos contaminantes (Méndez et al., 2013).

Para el tratamiento de residuos que contienen diversos contaminantes, no se utilizan aisladamente las tecnologías de tratamiento químico, sino en combinación con las físicas y biológicas. En estos casos, los residuos se someten en primer lugar a un tratamiento físico-químico y, por último, a un tratamiento de tipo biológico (Méndez et al., 2015).

En un proceso de estabilización química-biológica de contaminantes del petróleo, la estabilización química se realiza a través de la adición de reactivos que mejoran las características físicas del residuo y disminuyen la superficie donde puede tener lugar la transferencia o pérdidas de contaminantes. En ocasiones, esta técnica se relaciona con la solidificación, combinación que permite reducir la solubilidad de los contaminantes, permitiendo un mejor manejo de los mismos (Chao, 2018).

La estabilización biológica a partir de la aplicación de un proceso de biorremediación y técnicas de composteo, permite reducir los residuos del petróleo potencialmente peligrosos presentes en el ambiente, mediante el uso de la capacidad degradadora de hongos, bacterias y plantas o enzimas derivadas de ellos, lo que optimiza la presencia de varias especies de microorganismos, dado que el petróleo es una mezcla de diversos compuestos y una sola especie pudiera metabolizar un limitado número de los mismos (Castelblanco, 2011).

El objetivo general de la presente investigación es evaluar a escala de banco un proceso de estabilización

química-biológica (EQB), combinando la utilización de sulfato de calcio dihidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), (yeso), y la aplicación de un proceso de biorremediación, en el tratamiento y disposición final de cortes de perforación contaminados por el uso de lodo con combustible diésel.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización inicial

La caracterización química del corte de perforación contaminado con lodo base combustible diésel reporta concentraciones de grasas y aceites (G y A) de 91970 mg/kg y 70402 mg/kg de hidrocarburos totales (HCT), que superan el valor estipulado de 10000 mg/kg de la norma cubana de referencia (NC 819:2017). Se determinan además, los valores de pH y conductividad eléctrica a 25°C, de 7.23 ± 0.61 y $440 \pm 1.1 \mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Se cuantifican los constituyentes inorgánicos Cd ($< 1,0 \text{ mg}/\text{kg}$), Cr (9,2 mg/kg), Cu (7,6 mg/kg), Pb (10,1 mg/kg) y Zn (32,3 mg/kg) (Romero *et al.*, 2019), cuyos valores cumplen con la normativa ya referida.

Ensayos experimentales

Se aplicó un proceso de estabilización química-biológica (EQB) a escala de banco durante 90 días. Se emplearon 6 composteros de dimensiones 50 cm diámetro x 15 cm altura, conteniendo suelo limpio y cortes de perforación contaminados, en una proporción 2:1, según base de cálculo de 3 kg, que representan una concentración inicial estimada del proceso de 50 000 mg/kg de G y A y 25 000 mg/kg de HCT en base seca.

El proceso se dividió en dos etapas. En los primeros 30 días aconteció la estabilización química (EQ), donde se añadió en cada compostero 300 g de sulfato de calcio dihidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Al proceso se le adicionó agua, permaneciendo en reposo por un periodo de 30 días.

Durante los 60 días restantes se prosiguió con la estabilización biológica (EB) que consistió en implementar un proceso de biorremediación a partir de la técnica de cultivo de tierra y el método de bioestimulación.

En la estabilización biológica se evaluaron por triplicado dos variantes experimentales. Un producto en base de acondicionadores orgánicos (V_1), conformado por un residuo de la actividad agrícola azucarera (40% de bagazo natural), un residuo de la cosecha arrocerca (40% de paja de arroz), lodo residual seco de plantas de tratamiento de residuales domésticos (15%), urea (5%), y la agromenas (V_2), con zeolita granular (42%), roca fosfórica (36%), materia orgánica (16% de turba), DAP (fosfato diamónico) (1,2%), urea (2,6%) y 2,0% de cloruro de potasio (KCl).

En cada variante se adicionaron 450 g de cada material, correspondiendo al 15% de la masa total de cada compostero. Los composteros fueron expuestos a la luz solar en intervalos de 6 horas diarias, temperatura ambiente: $25 \pm 4^\circ\text{C}$. Se realizó el volteo y mezcla del suelo dos veces por semana mediante el uso de una pala de jardín, a fin de asegurar la incorporación de oxígeno al proceso y una completa homogenización. El tiempo de mezcla para cada recipiente se estandarizó a un minuto, intentando mantener constante la velocidad de movimiento. Se garantizó dos veces por semana la incorporación del volumen de agua necesario al inicio y durante la EB, en esta última, para alcanzar un 60-80 % de capacidad del suelo en el compostero. Con la finalidad de evitar la contaminación cruzada entre los experimentos, los composteros se separaron durante el proceso de mezcla.

Variables para la evaluación del proceso de estabilización química biológica

El seguimiento del mismo se realizó con la toma de muestras representativas de cada compostero mediante el sistema de las circunferencias concéntricas, según establece la ONN-NC 37: 1999, formando un compósito. Estas se correspondieron con el inicio de la EQ y EB, 0 y 30 días del experimento, así con los 60 y 90 días del proceso, correspondientes a la EB. Al inicio y durante el resto del proceso en la EQ, fueron realizadas mediciones de pH y conductividad eléctrica, según método standard (ONN-NC 32: 2009). En el seguimiento del proceso de biorremediación se realizaron los análisis químicos siguientes: grasas y aceites (G y A) e hidrocarburos totales (HCT) por el método de ensayo APHA 5520-F, G (APHA-AWWA-WEF, 2017). También se realizó el análisis cualitativo de hidrocarburos saturados mediante la Cromatografía de Gases con Detector Másico (CG-EM) (EPA 3540C, 1996). Se determinaron los elementos nitrógeno total (N_T), método ISO 11261: 1995 (confirmado 2021) y Fósforo total (P_T), método ISO 11263:1994 (confirmado 2016).

Los análisis microbiológicos incluyeron el conteo de microorganismos degradadores de hidrocarburos (MDHC), mediante el método ISO 8199:2018.

Diseño experimental

El proceso se corresponde con un diseño multifactorial categórico, con dos variables respuestas: concentraciones de G y A e HCT. Se evaluó estadísticamente empleando el programa Statgraphics Centurión, versión 15.2.05. Los factores experimentales fueron los intervalos de tiempo (30-60, 30-90 y 60-90 días) y las dos variantes experimentales en la EB.

Resumen del diseño

- Número de factores experimentales: 2
- Número de respuestas: 2
- Número de corridas: 18
- Grados de libertad para el error: 12
- Aleatorizar: No
- Variables Respuestas: G y A, HCT
- Unidades: mg/kg

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Proceso de estabilización química-biológica

En la **tabla 1** se muestran los resultados de pH y conductividad eléctrica al inicio del proceso con la EQ.

El experimento reportó valores de pH entre 7 – 8, rango que incluye el valor de 7.23 obtenido en la caracterización inicial del contaminante. Este resultado muestra que la adición del yeso al ser este una sal neutra, no modifica el pH. Esto garantiza y favorece la micro flora del suelo, condición necesaria para la aplicación de bioprocesos como lo constituye la biorremediación (Mena, 2015). Por otro lado, la conductividad eléctrica se encuentra por debajo de 200 mS/cm, lo que indica un bajo contenido de sales disueltas. Cabe destacar que, una elevada concentración de sales disueltas afecta la calidad y fertilidad del suelo, debido a la reducción de su potencial osmótico. De este modo, se afecta la disponibilidad de agua, a pesar del nivel adecuado de humedad que esté presente en los suelos (Bonilla, 2017). Ambos parámetros evaluados cumplen con la normativa de referencia, norma cubana (ONN NC 819:2017) para el buen desarrollo de la etapa de estabilización biológica posterior.

TABLA 1. RESULTADOS DE ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS EN LA EQ

| Tiempo (0 días) | pH (25 °C) | Conductividad Eléctrica (mS/cm) |
|-----------------|-------------|---------------------------------|
| | 7,74 ± 0,66 | 8,47 ± 0,02 |
| | 7,87 ± 0,67 | 11,64 ± 0,03 |
| | 7,62 ± 0,65 | 6,62 ± 0,02 |
| | 7,64 ± 0,65 | 6,35 ± 0,02 |
| | 8,03 ± 0,68 | 8,05 ± 0,02 |
| 7,99 ± 0,68 | 8,88 ± 0,02 | |

Fuente: los autores

A continuación, se presentan los gráficos de los procesos de biodegradación para las G y A y los HCT, vinculados con el crecimiento microbiano (**figura 1**).

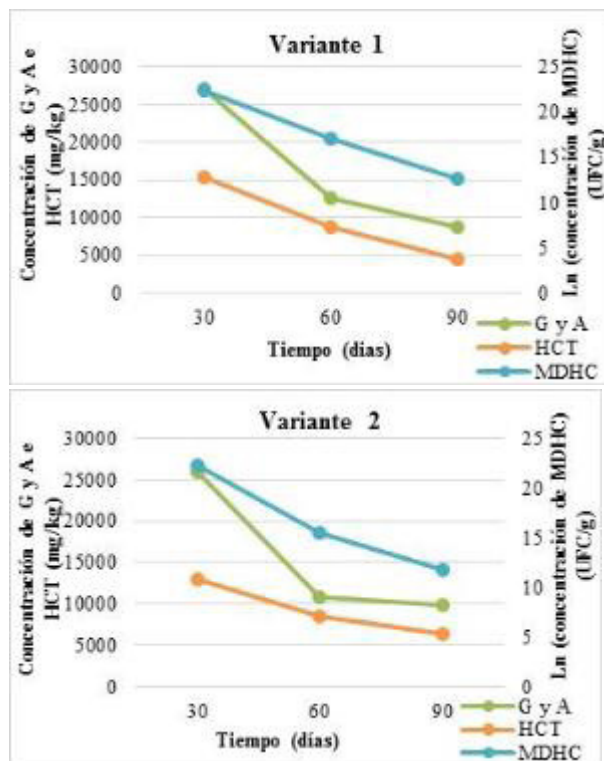


Figura 1. Procesos de degradación para las G y A y los HCT de ambas variantes en la EB.

Fuente: los autores

Para el caso de las G y A, se determinan concentraciones iniciales promedios en la estabilización biológica de aproximadamente 26 000 y 27 000 mg/kg para la V1 y V2, respectivamente (tabla 2). Al comparar estos valores con el estimado al inicio del proceso (50 000 mg/kg), se observa que con la estabilización química se logró una disminución considerable del contaminante.

Estos resultados de análisis químicos en la EB se representan en la **tabla 2**.

TABLA 2. RESULTADOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS EN LA EB

| t (días) | V2 (yeso + agromena, mg/kg) | | V1 (yeso + producto, mg/kg) | |
|----------|-----------------------------|--------------|-----------------------------|--------------|
| | G y A | HCT | G y A | HCT |
| 30 | 29210 | 10630 | 27250 | 16490 |
| | 22910 | 15910 | 24340 | 17280 |
| | 25770 | 12130 | 29550 | 12320 |
| | X_{media} | 25963 | 12890 | 27047 |
| dS | 3154 | 2721 | 2611 | 2665 |

| | | | | |
|--------------------|--------------|-------------|--------------|-------------|
| 60 | 11770 | 8730 | 13850 | 9920 |
| | 10290 | 8130 | 11790 | 8430 |
| | 10130 | 8400 | 11970 | 8030 |
| X _{media} | 10730 | 8420 | 12537 | 8793 |
| dS | 904 | 300 | 1141 | 996 |
| 90 | 11580 | 8122 | 8170 | 5284 |
| | 9250 | 6440 | 6560 | 2750 |
| | 8910 | 4394 | 11370 | 5484 |
| X _{media} | 9913 | 6319 | 8700 | 4506 |
| dS | 1453 | 1867 | 2448 | 1524 |
| E% | 62 | 51 | 68 | 71 |

E – Eficiencia de biodegradación

Fuente: los autores

La interacción entre soluciones acuosas y minerales se desarrolla en la superficie de estos últimos y es responsable del proceso de disolución, entre otros. Desde el punto de vista ambiental, dicha interacción produce la inmovilización parcial de los contaminantes disueltos (Jiménez et al., 2008). La disminución acontecida puede atribuirse a la adición del yeso que reduce la solubilidad de parte de los contaminantes, favoreciendo su solidificación y/o precipitación. El CaSO₄ (yeso) en presencia de agua proporciona Calcio y azufre al suelo manteniendo las relaciones catiónicas en niveles idóneos, con cambios fundamentales en la química de las partículas de las arcillas, (CaSO₄+Na → Ca+ NaSO₄), esta última sal, soluble en profundidad. Al finalizar el proceso se cuantificaron valores promedios de 8 700 ± 2448 y 9 913 ± 1453 mg/kg para la V1 y V2, respectivamente, encontrándose ambos valores por debajo del valor especificado en la ONN-NC 819:2017 (10 000 mg/kg).

Las concentraciones iniciales de HCT en la estabilización biológica estuvieron alrededor de los 15 000 y 12 000 mg/kg de cada variante respectivamente, ocurriendo igual disminución con la EQ respecto al valor estimado del proceso (25 000 mg/kg).

Ambas variantes presentaron una tendencia a la disminución de dichos valores durante el tiempo de la estabilización biológica, donde se alcanzó al final del proceso una concentración de 4 506 ± 1524 y 6 318 ± 1867mg/kg para V1 y V2, respectivamente. Con ambas variantes se logró una disminución del contenido de HCT por debajo de

los 10 000 mg/kg establecidos en la ONN-NC 819:2017. Chao (2018), en la aplicación de técnicas similares en la degradación de residuos de base aceite, reporta que es posible alcanzar concentraciones de 4 015 mg/kg de Hidrocarburos totales.

Al iniciar la biorremediación los niveles de concentración promedios de MDHC se encontraban aproximadamente en el orden de 10¹⁰ UFC/g de suelo, concentración de 22 UFC/g de suelo según su Logaritmo neperiano graficado en ambas variantes evaluadas. Estos niveles son superiores a los recomendados, entre 10⁴-10⁸ UFC/g de suelo por (Castro-Mancilla *et al.*, 2013) que representan un intervalo de 9-18 UFC/g de suelo según su Ln, para lograr una biodegradación efectiva del diésel. A partir de los 60 días, se observa una disminución de estos niveles hasta valores de 9 UFC/g de suelo a los 90 días. Este comportamiento puede ser a consecuencia de la propia degradación metabólica, cuando los microorganismos generan subproductos tóxicos que pueden ocasionar su muerte. Sin embargo, estas concentraciones siguen siendo convenientes para el buen desempeño de un proceso de biorremediación según la literatura de referencia descrita.

La conductividad eléctrica y el pH, evaluados a 25 oC, reportaron valores entre 4-8 (mS/cm) y 6-7 respectivamente, encontrándose dentro de los límites comprendidos por la normativa (ONN-NC 819:2017), lo que favoreció en buena medida la ejecución del proceso de biorremediación. Los contenidos de nitrógeno y fósforo cuantificados, oscilaron entre 5-10% y 0,10-0,40 µg/g, respectivamente, los que constituyeron la energía apropiada para lograr la estimulación bacteriana en la metabolización y degradación de la contaminación. Estas fuentes fueron garantizadas al proceso mediante el producto y la agromenas, confirmando así, el alto valor en nutrientes de tipo NP en sus composiciones.

Eficiencia de Biodegradación

Las eficiencias de biodegradación promedios de G y A e HCT obtenidas para las variantes experimentales, se resumen en la **figura 2**. La mayor remoción de G y A e HCT se obtuvo para la variante 1 a los 90 días del proceso, con un valor de 68 % y 71 %, respectivamente, favorecidos por la materia orgánica incorporada en su composición (Chen *et al.*, 2020). Para la variante 2, fueron del 62 % y 51 %, respectivamente.

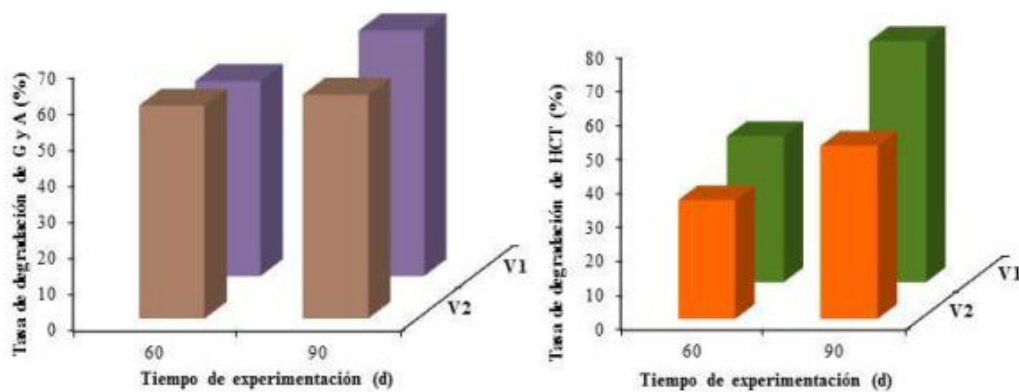


Figura 2. Eficiencia de biodegradación promedios para las G y A y los HCT.

Fuente: los autores

Resultados del análisis de hidrocarburos saturados por CG/EM

En la **figura 3** se muestran los perfiles cromatográficos de los hidrocarburos saturados de una muestra correspondiente a cada variante de prueba en la EB. Las muestras de ambas variantes evaluadas, al final del proceso evidencian la degradación ocurrida. Esto está dado fundamentalmente por la significativa disminución de las n-parafina y el consecuente incremento de la mezcla de compuestos no resueltos, conocida como UCM. Además, se aprecian las relaciones de marcadores moleculares (n-C₁₈/Fitano y n-C₁₇/Pristano) propios de la existencia de contaminación petrogénica. En la V1, la relación n-C₁₈/Fitano disminuye, existiendo una reducción de la cadena parafínica C₁₈ respecto al compuesto isoprenoide fitano. Para esta misma variante evaluada no se aprecia disminución de n-C₁₇/Pristano. En la muestra evaluada de la V2 existe disminución de ambas relaciones, evidenciándose una reducción de las cadenas parafínicas C₁₇ y C₁₈ respecto a compuestos isoprenoides pristano y fitano respectivamente.

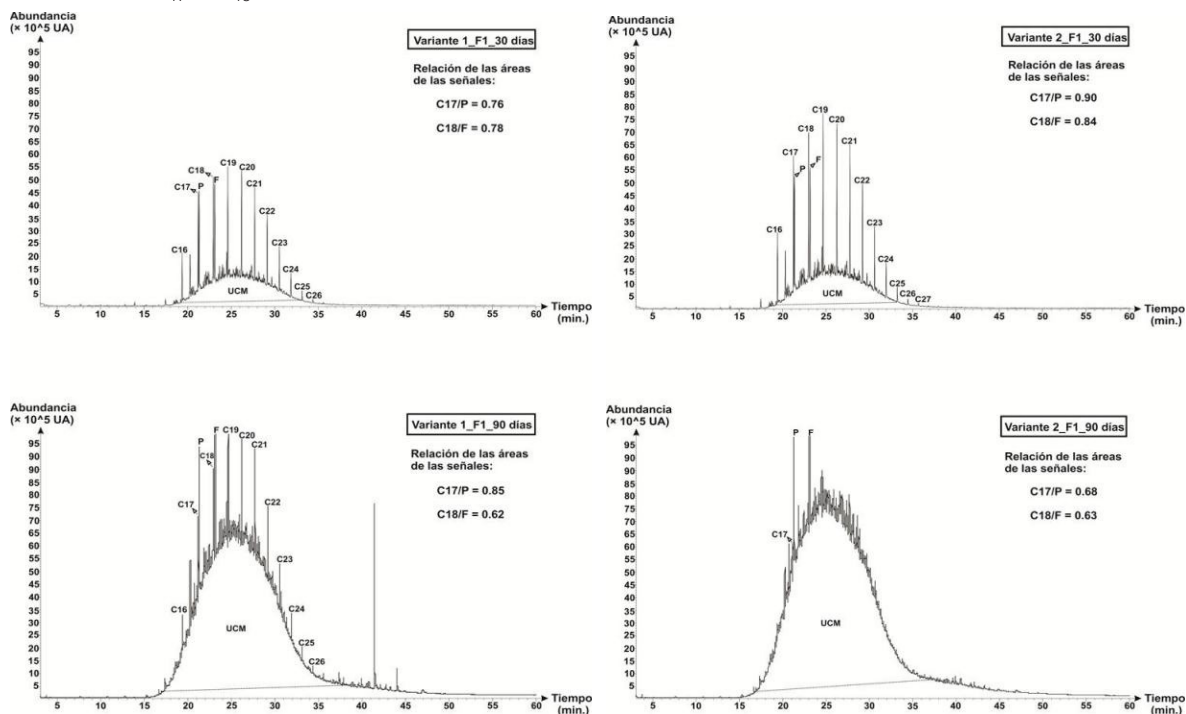


Figura 3. Perfiles cromatográficos de los hidrocarburos saturados de la muestra, variante 1 y 2.

Fuente: los autores

Resultados del análisis de diseño multi-factorial-categorico en la EB

En la **tabla 3** se muestra el análisis de varianza de los efectos estimados para la remoción de G y A.

TABLA 3. EFECTOS ESTIMADOS PARA G Y A

| Fuente | Suma de Cuadrados | GL | Cuadrado Medio | Razón-F | Valor-P |
|---------------------|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| EFECTOS PRINCIPALES | | | | | |
| A:Tratamiento | 351.39 | 1 | 351.39 | 21.06 | 0.0006 |
| B:Periodo | 6768.38 | 2 | 3384.19 | 202.82 | 0.0000 |
| INTERACCIONES | | | | | |
| AB | 673.488 | 2 | 336.744 | 20.18 | 0.0001 |
| RESIDUOS | 200.225 | 12 | 16.6854 | | |
| TOTAL (CORREGIDO) | 7993.48 | 17 | | | |

Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual.

Fuente: los autores

El análisis estadístico de varianza de dos factores (variante y tiempo) con una sola muestra por grupo para la remoción de grasas y aceites (**tabla 4**) nos indica que no hay diferencia significativa ($F_{exp} < F_{0.95}$) entre las dos variantes y sí hay diferencias significativas entre los tiempos de tratamiento.

TABLA 4. ANÁLISIS DE VARIANZA DE DOS FACTORES CON UNA SOLA MUESTRA POR GRUPO G Y A

| Origen de las variaciones | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Promedio de los cuadrados | F | Probabilidad | Valor crítico para F | |
|---------------------------|-------------------|--------------------|---------------------------|------------|--------------|----------------------|-----|
| Variantes | 37881716,7 | 5 | 7576343,33 | 3,03409329 | 0,063686277 | 3,32583453 | nds |
| tiempo | 1044725033 | 2 | 522362517 | 209,190178 | 6,9319E-09 | 4,10282102 | ds |
| Error | 24970700 | 10 | 2497070 | | | | |
| Total | 1107577450 | 17 | | | | | |

Fuente: Los autores

La **figura 4** muestra la determinación de medias por (LSD) de Fisher en la remoción de G y A para las variantes efectuadas y los intervalos de tiempo, en la EB.

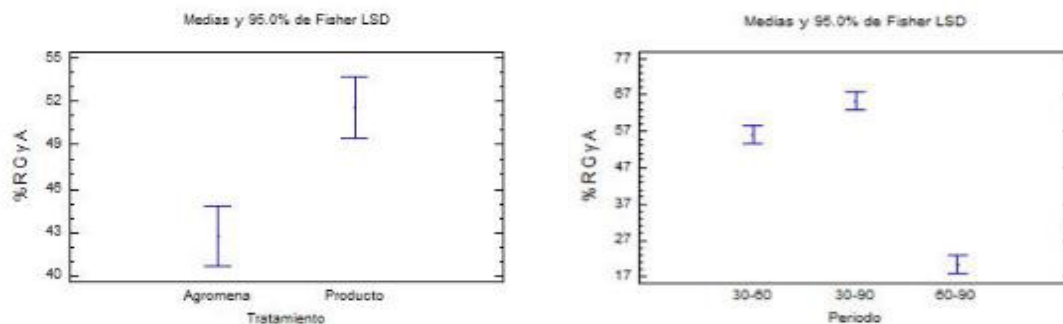


Figura 4. Remoción de G y A por variante de tratamiento e intervalos de tiempo

Fuente: Los autores

Como se observa en el diagrama de las medias obtenidas, existen diferencias entre las variantes utilizadas, siendo la variante producto la de mayor media, por lo que se infiere que existió una mayor remoción de las G y A con esta variante. Este resultado se corresponde con la eficiencia de biodegradación obtenida que fue superior en la V1 en comparación con la V2. Además, existen diferencias entre los tiempos del proceso ejecutado (30-60); (60-90) y (30-90) días. Al proceso completo de EB corresponde la mayor remoción de las G y A. Se observa también que ocurre una mayor degradación en el intervalo de 0-30 días en comparación al intervalo 30-60 días, al ser superiores las medias obtenidas.

En la **tabla 5** se muestra el análisis de varianza de los efectos estimados para remoción de HCT.

El análisis estadístico de varianza de dos factores (variante y tiempo) con una sola muestra por grupo para la remoción de hidrocarburos totales (**tabla 6**) nos indica que no hay diferencia significativa ($F_{exp} < F_{0.95}$) entre las dos variantes y sí hay diferencias significativas entre los tiempos de tratamiento.

TABLA 5. EFECTOS ESTIMADOS PARA HCT

| Fuente | Suma de Cuadrados | GL | Cuadrado Medio | Razón-F | Valor-P |
|----------------------|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| EFFECTOS PRINCIPALES | | | | | |
| A: Tratamiento | 351.39 | 1 | 351.39 | 21.06 | 0.0006 |
| B: Periodo | 6768.38 | 2 | 3384.19 | 202.82 | 0.0000 |
| INTERACCIONES | | | | | |
| AB | 673.488 | 2 | 336.744 | 20.18 | 0.0001 |
| RESIDUOS | 200.225 | 12 | 16.6854 | | |
| TOTAL (CORREGIDO) | 7993.48 | 17 | | | |

Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual

Fuente: Los autores

TABLA 6. ANÁLISIS DE VARIANZA DE DOS FACTORES CON UNA SOLA MUESTRA POR GRUPO HC

| Origen de las variaciones | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Promedio de los cuadrados | F | Probabilidad | Valor crítico para F | |
|---------------------------|-------------------|--------------------|---------------------------|------------|--------------|----------------------|-----|
| Variantes | 21883125 | 5 | 4376624,99 | 0,5181628 | 0,75753924 | 3,32583453 | nds |
| tiempo | 263903475 | 2 | 131951737 | 15,6221932 | 0,000837868 | 4,10282102 | ds |
| Error | 84464284,8 | 10 | 8446428,48 | | | | |
| Total | 370250885 | 17 | | | | | |

Fuente: Los autores

La **figura 5** muestra la determinación de medias por (LSD) de Fisher en la remoción de HCT para las variantes efectuadas y los intervalos de tiempo, en la EB.

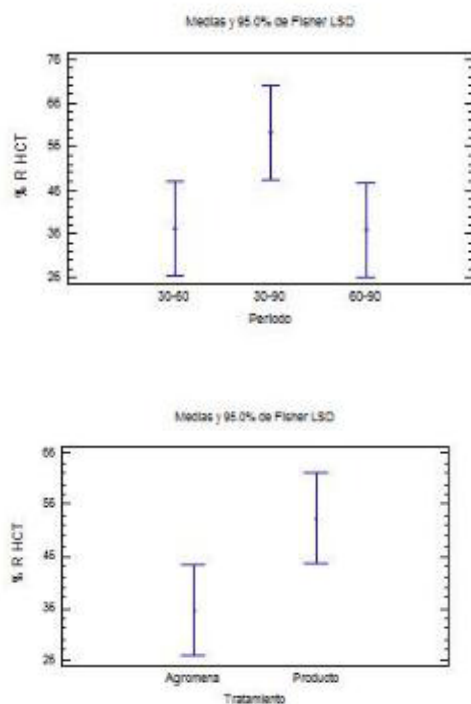


Figura 5. Remoción de HCT por variante de tratamiento e intervalos de tiempo

Fuente: Los autores

Como se observa en el diagrama de las medias obtenidas, existen diferencias entre las variantes utilizadas, siendo el variante producto la de mayor media, por lo que se infiere existió una mayor remoción de los HCT con esta variante. Este resultado se corresponde con la eficiencia de biodegradación obtenida, que fue superior para la V1 en comparación con la V2. Además, existen diferencias entre los tiempos del proceso ejecutado (30-60); (60-90) y (30-90) días. Al proceso completo de EB corresponde la mayor remoción de los HCT. Se observa también que ocurre una degradación casi similar en el intervalo de 30-60 días y 60-90 días, al ser las medias obtenidas casi iguales.

CONCLUSIONES

El tratamiento mediante el proceso de estabilización química – biológica a cortes de perforación contaminados con lodo base combustible diésel, fue efectivo en la disminución de los niveles de concentración de Grasas y Aceites (8 700 y 9 913 mg/kg) e Hidrocarburos totales (4 506 y 6 319 mg/kg) de ambas variantes experimentales, inferiores a 10 000 mg/kg según la normativa de referencia utilizada. Las mayores eficiencias de biodegradación

de Grasas y aceites (68 %) e Hidrocarburos totales (71 %) se alcanzaron con la utilización del producto mejorador de suelos. Estos resultados permiten asegurar un correcto manejo y disposición final de estos residuos en el medio ambiente.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Akpan, EU., Enyi, GC., Nasr, GG., Yahaya, AA., Ahmadu, AA., & Saidu, B. (2019). *Water-based drilling fluids for high-temperature applications and water-sensitive and dispersible shale formations*. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 175 (Apr 19) , pp. 1028-1038.
- Bonilla, Á. (2017). *La Conductividad Eléctrica del Suelo en el Desarrollo de los Cultivos*. <https://www.intagri.com/articulos/suelos/la-conductividad-electrica-del-suelo-en-el-desarrollo-de-los-cultivos>
- Brutti L. Beltrán M. & García de Salamone I. (2018). *Biorremediación de los recursos naturales*. 1ª edición. Ediciones INTA.
- Caenn R., Darley H.C.H., & Gray G.R. (2017). *Composition and Properties of Drilling and Completion Fluids*. Gulf Professional Publishing. Elsevier Inc. 7th edition.
- Castelblanco I. F. (2011). *Manejo y tratamiento actual de residuos aceitosos en la industria petrolera colombiana*. Tesis de Diploma. Universidad industrial de Santander.
- Castro-Mancilla Y.V., Castro-Meza B.I., Garza-Requena F.R., Rivera-Ortiz P., Heyer-Rodríguez L., & Ortiz-Carrizales Y.P. (2013). Variación de las poblaciones microbianas del suelo por la adición de hidrocarburos. *Terra Latinoamericana* 31(3), 221-230.
- Chao, Reyes, C. (2018). *Proceso de estabilización química-biológica en el tratamiento de residuos sólidos de lodo base combustible diésel*. Tesis de Diploma, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría".
- Chen Y.A., Grace Liu P.W., Whang L.M., Wu Y.J., Cheng S.S. (2020). *Effect of soil organic matter on petroleum hydrocarbon degradation in diesel/fuel oil-contaminated soil*. *J Biosci Bioeng*. 129(5):603-612.
- Fakoya, M. F., & Ahmed R. M (2018). *A generalized model for apparent viscosity of oil-based muds*. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 785.
- Fink, J. K. (2012). *Petroleum Engineer's Guide to Oil Field Chemicals and Fluids*. Gulf Professional Publishing, Elsevier Inc. All rights reserved.

- Jiménez-Bautista A, Rodríguez-Blanco D. J., & Prieto-Rubio, M. (2008). *Interacción de yeso con aguas ricas en As (V): Precipitación en Superficie de Arseniatos de calcio a diferentes Rangos de pH*. Revista de la Sociedad Española de Mineralogía, N°. 10, pp. 130-131.
- Mena, Y. (2015). *Evaluación de la Biorremediación para el manejo de residuos sólidos petrolizados de la Empresa de Perforación y Extracción de Petróleo de Majagua*. Tesis de Diploma, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría".
- Méndez López, M. J. (2015). *Restauración de suelos contaminados con hidrocarburos mediante la utilización de cal viva*. Kuxulkab', 14 (26).
- Méndez, R., Gomez, P., Ledesma J., & Ceniceros C. (2013). *Manejo integral de los recortes de perforación de la industria petrolera en Tabasco*. Revista iberoamericana de las ciencias biológicas y agropecuarias, 2 (4) , pp. 08-16.
- ONN (2017). Norma Cubana (NC) 819:2017. *Manejo de Fondaje de Tanques de Almacenamiento de Petróleos y sus Derivados (onshore)*, Oficina Nacional de Normalización (ONN). pp. 02-30.
- Romero Silva, R., Salazar Alemán, D., González Hernández, F., Cañete Pérez, C.C., Navarro Sosa, Y., Rivas Trasancos, L., Díaz Rodríguez, Y., & Marquetti Ramos, Z. (2019). *Tratamiento a cortes de perforación contaminados con diésel utilizando un producto natural*. Revista del Centro de Investigación para la Industria Minero-metalúrgica, INFOMIN. 11.
- Wang S.Y., Kuo Y.C., Hong A., Chang Y.M., & Kao C.M. (2016). *Bioremediation of diesel and lubricant oil-contaminated soils using enhanced landfarming system*. Chemosphere. 164. Pp. 558-567.