



Caracterización de un soporte biológico: un estudio de los efectos de transferencia de masa entre un medio de cultivo y un contaminante proveniente de residuos electrónicos

Ramsés Gómez Zamora^a, Bárbara Vianney López Garza^a, Alex Eduardo Murai ra González^a, Kari m Acuña Askar^{a*}, Roberto Saldivar Palaci os^a, Myri amElías Santos^b, Hugo Alberto Luna Olvera^b, Jorge Ángel Isidro Ascaci oMartínez^c, Juan Manuel Alfaro Barbosa^d

^a Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Medicina, Departamento de Microbiología, Laboratorio de Biorremediación Ambiental, Av. Francisco I. Madero Pte. s/n, 64460, Monterrey, N. L., México

^b Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, Instituto de Biotecnología, Laboratorio de Microbiología Ambiental, Av. Universidad s/n, Cd. Universitaria, 66455, San Nicolás de los Garza, N. L., México.

^c Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Medicina, Departamento de bioquímica y medicina molecular, Laboratorio de Biotecnología, Av. Francisco I. Madero Pte. s/n, 64460, Monterrey, N. L., México

^d Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas, Laboratorio de Química Analítica Ambiental, Av. Universidad s/n, Cd. Universitaria, 66455, San Nicolás de los Garza, N. L., México.

* E-mail de autor responsable: karaskar@gmail.com

Recibido 20 de marzo de 2023, Aceptado 31 de marzo de 2023

Resumen

Se realizó la caracterización fisicoquímica de un soporte biológico poroso y del potencial de difusión de un contaminante de residuos electrónicos como factores limitantes de transferencia de masa mediante una biomembrana, así como la determinación de la tensión superficial para las condiciones de operación de un reactor biológico en la remoción de un contaminante de procedencia electrónica. La fracción de retención de agua en el material poroso fue de 0.33 g agua/g material poroso, lo cual le provee un perfil aceptable como soporte biológico. La tensión superficial del medio de cultivo se vio alterada por la adición de un reductor de tensión superficial (RTS) a concentraciones en el intervalo de 0-10,000 mg/L. Los criterios sobre la tensión superficial óptima se basaron principalmente en la homogenización eficiente del contaminante electrónico insoluble, y en la detergencia de la solución como consecuencia de remover el contaminante de interés de la superficie del medio de cultivo mediante emulsificación. Por consiguiente, la concentración micelar crítica óptima se determinó en 1,000 mg/L.

Palabras clave: Soporte biológico, parámetros fisicoquímicos, difusión, tensión superficial, micela.

Abstract

The physical chemical characterization of a porous biological support along with the diffusion potential of an electronic waste pollutant (EWP) as well as the surface tension for the optimal operation conditions of a biological reactor as joint limiting mass transference factors through a biomembrane on the removal of the EWP were determined. The water retention fraction on the porous material was 0.33 g water/g porous material, which meets the expectancy profile to be used as biological support. The surface tension of the culture medium was modified as a surface-active agent was tested within the concentration range of 0-10,000 mg/L. Criteria on optimal surface tension were based primarily on efficient homogenization of the non-soluble electronic waste pollutant, and on the detergency of solution as a result of removing the target pollutant from the surface of the culture medium by emulsifying it. Therefore, the optimal critical micelle concentration (CMC) was determined as 1,000 mg/L.

Keywords: Biological support, physical-chemical parameters, diffusion, surface tension, micelle.

1. Introducción

Los contaminantes de residuos electrónicos constituyen un problema de contaminación a nivel mundial dado que en los tiraderos al aire libre están expuestos a los cambios de temperatura y humedad; particularmente en países donde las regulaciones ambientales se encuentran en desarrollo o su aplicación no se ejecuta conforme al derecho ambiental establecido. En muchos casos, no existen bóvedas especialmente elaboradas para contener, agrupar, clasificar y distribuir apropiadamente los

residuos electrónicos, por lo que en muchos países de América Latina, África y Asia Meridional es común encontrar toneladas de residuos electrónicos depositados al aire libre y que al colisionar entre ellos se desprenden contaminantes orgánicos e inorgánicos que eventualmente por efecto de la lluvia son transportados por la escorrentía y alcanzan los mantos freáticos y eventualmente los cuerpos de agua superficiales [1]. En muchos casos como parte de los cuerpos de agua superficiales se encuentran las presas de donde se obtiene el agua como materia prima para potabilizarse y posteriormente enviarse a la red de



suministro, pero si no se cuenta con la tecnología apropiada para su potabilización, los residuos electrónicos, tanto orgánicos como inorgánicos, podrían permanecer en el agua y ser consumidos por la población, en las diferentes formas en la que ésta se encuentra expuesta. Es preciso señalar que muchos de los tiraderos se encuentran en lotes suburbanos o rurales, por lo que el suelo sobre el cual se encuentran depositados llega a contaminarse por los residuos, presentándose el fenómeno de infiltración a través del subsuelo para aquellos componentes que no se adsorben en los componentes fúlvicos o húmicos o en los componentes calcáreos o arcillosos, y que por lo tanto, eventualmente alcanzan el agua subterránea [2]. Esta situación es aún más preocupante porque permite la acumulación de los contaminantes en los manantiales de los cuales las poblaciones suburbanas y rurales extraen agua para su consumo diario sin tener acceso a ningún tipo de tratamiento previo. En el año 2019 se registraron 53.6 millones de toneladas métricas de desechos electrónicos y considerando que estos flujos de desecho no son controlados adecuadamente, entre un 7-20% de estos desechos se llega a exportar como artículos de segunda mano. Se estima que, en promedio, el consumo global de equipos electrónicos y eléctricos, excluyendo paneles fotovoltaicos, se incrementa anualmente en 2.5 millones de toneladas métricas [3].

Un fenómeno que ha estado en crecimiento es la obsolescencia electrónica programada. Este término está asociado a la producción de artículos electrónicos con un determinado “tiempo de vida útil” menor al máximo, es decir, por parte del fabricante, se elabora el producto con el fin de que en cierto tiempo llegue a su obsolescencia, mucho antes de lo que realmente el equipo electrónico puede ofrecer. Esto también se puede ver con la muy frecuente actualización de sistemas operativos en los equipos de teléfono móvil, presentando fallas provocadas o incompatibilidades por estas actualizaciones. Estos problemas por la obsolescencia electrónica programada, “obligan” al consumidor a adquirir nuevos equipos electrónicos que sí sean compatibles con las actualizaciones más actuales, incrementando la producción de desechos electrónicos [4].

Debido a lo anterior, es imprescindible generar los sistemas de tratamiento *in-situ*, o dado el caso, tratamientos *on-site* tanto de los caudales contaminados como también de los mantos freáticos afectados. Los tratamientos de carácter fisicoquímico resultan ser demasiado agresivos para la biota ya que los componentes fúlvicos y húmicos, además de otros componentes que funcionan como nutrientes quedan modificados o adversamente afectados de manera que el suelo resulta inutilizado para el sostenimiento de la vida [5]. Por lo tanto, los tratamientos biológicos constituyen la mejor opción ya que, permiten la reutilización de los componentes fundamentales del suelo para el sostenimiento de la vida tanto microbiana como vegetal, además de proveer los nutrientes necesarios para que las comunidades biológicas ejerzan su función de degradación sobre los contaminantes objeto de la

remoción. Cabe señalar que, tanto en el suelo como en el subsuelo, se encuentran microorganismos de naturaleza heterotrófica que pueden desarrollar las capacidades de utilizar a los contaminantes orgánicos e inorgánicos de los residuos electrónicos como fuente de carbono o de energía, o como ambas fuentes [6].

En este estudio se presenta un material altamente poroso al cual se le hicieron pruebas de caracterización fisicoquímica para conocer su potencial de hospedar a comunidades biológicas capaces de formar una biomembrana adaptada a los contaminantes de residuos electrónicos. Así mismo, se realizaron pruebas para el efecto de la tensión superficial por la adición de un RTS y su relación con la formación de micelas inmersas en el medio de cultivo.

2. Parte experimental

Tamizaje de material poroso

Se trituraron y tamizaron 580 gramos de material poroso en una serie de tamices. Posteriormente, se tomó la medida correspondiente al diámetro de 33 rocas ya tamizadas y seleccionadas de manera aleatoria y se procedió a calcular el promedio, la desviación estándar y el coeficiente de variación.

Determinación de la densidad del material poroso

Para determinar la densidad se tomaron 3 muestras de 100 piezas cada una, se pesaron y se llevaron a una probeta con 10 mililitros de agua cada una, se midió el volumen de agua desplazado por cada una de las muestras y se realizó el cálculo de densidad dividiendo el peso de cada muestra entre el volumen desplazado por cada una de las muestras.

Determinación de sólidos suspendidos volátiles

Para determinar la cantidad de sólidos suspendidos volátiles que contiene las piezas del material poroso, se tomó una muestra de 100 gramos aproximadamente de las piezas tamizadas, se registró el peso exacto de la muestra y se llevó a una mufla a la temperatura de 550°C durante 20 minutos. Una vez transcurridos los 20 minutos, se retiró de la mufla y se llevó a un desecador, en donde se dejó enfriar durante 15 minutos y posteriormente se registró el nuevo peso. Este procedimiento se repitió 2 veces más hasta que se obtuvo un peso constante. La cantidad de sólidos suspendidos volátiles se obtuvo de la diferencia entre el peso inicial de la muestra y el peso constante final.

Determinación de humedad del material poroso

Para determinar la humedad propia del material poroso se tomaron tres muestras de un peso aproximado de 100 g y se procedió a registrar el peso exacto de cada una y posteriormente se llevaron a una estufa a 105°C durante 1.5 horas. Después se dejaron enfriar durante 15 minutos en un desecador y se volvió a pesar cada muestra. Se registró el nuevo peso. Este procedimiento se repitió dos veces más hasta que se obtuvieron pesos constantes. La humedad de las piezas se obtuvo de la diferencia entre el

peso inicial y el peso constante final de cada una de las tres muestras.

Determinación de capacidad de retención de agua del material poroso

Para la determinación de la retención de agua en el material poroso se utilizaron las mismas 3 muestras empleadas en la determinación de humedad, se sumergió cada muestra en agua durante 1 minuto y se dejaron escurrir durante 15 minutos en un cernidor hasta que no hubiera goteo. Se tomaron las muestras, se registró su peso y se llevaron a la estufa a 105°C durante 1.5 horas, una vez pasado ese tiempo, se retiraron y se dejaron enfriar en el desecador durante 15 minutos y se pesaron; una vez registrado el peso, se volvieron a llevar a la estufa a 105 °C durante 1.5 horas. Este procedimiento se repitió dos veces más hasta que se obtuvieron pesos constantes. La capacidad de retención de agua de las piezas se obtuvo mediante la diferencia entre el peso inicial y el peso constante final de cada muestra.

Determinación de parámetros fisicoquímicos de un contaminante orgánico de residuos electrónicos

Se calculó el volumen molar tanto con base en las contribuciones atómicas publicadas por Le Bas en 1915 [7], revisadas por Reid y Sherwood [8], como también con base en el modelo propuesto por Panidi (2006) [9], cuya ecuación es la siguiente:

$$V = V_b + K(N - n) \quad (1)$$

Donde:

V = Volumen molar ajustado del contaminante orgánico representativo de los residuos electrónicos (cm³/mol).

V_b = Volumen molar de la estructura química base (cm³/mol).

K = 2.69, Coeficiente de la fracción de volumen molar correspondiente al cambio en el número de electrones externos.

N y n = Suma del número de electrones externos de los compuestos de estructura química base (adimensionales).

Adicionalmente, el coeficiente de difusión del contaminante orgánico representativo de los residuos electrónicos en agua se calculó con base en la ecuación de Wilke y Chang [10]:

$$D_{1,2} = 7.4 \times 10^{-8} \left[\frac{(\phi M_2)^{0.5} T}{\mu_2 V_1^{0.6}} \right] \quad (2)$$

Donde:

1 = Contaminante orgánico representativo de los residuos electrónicos.

2 = Agua

Ø = Parámetro de asociación del solvente (Agua) = 2.6.

M₂ = Peso molecular del solvente (Agua) = 18 g/mol.

T = Temperatura de operación.

μ₂ = Viscosidad del agua en Centipoises (1 Cp = 0.001 Pa.s).

V₁ = Volumen molar del contaminante orgánico en el punto de ebullición (cm³/g.mol).

Y con la ecuación de Othmer y Takar [11]:

$$D_{1,2} = 14 \times 10^{-5} \mu_2^{-1.1} V_1^{-0.6} \quad (3)$$

Donde:

1 = Contaminante orgánico representativo de los residuos electrónicos.

2 = Agua

μ₂ = Viscosidad del agua en Centipoises (1 Cp = 0.001 Pa.s)

V₁ = Volumen molar del contaminante orgánico o en el punto de ebullición (cm³/g.mol)

Medio de cultivo del reactor

El crecimiento de microorganismos se llevó a cabo mediante la inoculación con posterior alimentación de fuentes de carbono y de energía mediante un sistema de flujo continuo.

Adición del contaminante en el reactor

El contaminante proveniente de residuos electrónicos se adicionó al reactor a una concentración conocida con control del flujo volumétrico, temperatura y pH.

El medio de cultivo se homogenizó con el contaminante de manera que éste quedara a una concentración uniforme en el influente del reactor. Durante el proceso de homogenización del contaminante en el medio de cultivo, se tomó en cuenta los equilibrios heterogéneos de soluciones líquido-líquido, efectos de solubilidad, las fuerzas de atracción de London y de Van der Waals. Se midió la viscosidad del medio de cultivo por medio de la prueba de probeta con esfera con caída por gravedad. Se midió la tensión superficial por medio de la prueba de elevación capilar.

Determinación de la tensión superficial

Para determinar este parámetro fue necesario realizar soluciones del reductor de tensión superficial (RTS) en el medio de cultivo a diferentes concentraciones de 10,000, 5,000, 2,500, 1,500, 1,000, 500, 100, 50, 10, 5, 1 y 0.5 mg/L. Primero se preparó una disolución de 10,000 mg/mL, para lo cual se pesó 1 g del RTS, se disolvió en un matraz de aforación de 100 mL y se agitó, y a partir de dicha solución se prepararon las diluciones para obtener las concentraciones mencionadas anteriormente.

Posteriormente, se determinó la densidad de cada una de las diluciones, para lo cual se utilizó una pipeta volumétrica, se tomó un volumen de 10 mL y éste se colocó en un vaso de precipitado de 50 mL previamente pesado, y se determinó la densidad con el cociente de la masa y el volumen, lo cual se hizo por triplicado.

Una vez determinada la densidad, se procedió a medir la tensión superficial de las diluciones, mediante la determinación diferencial de alturas de un capilar, donde se tomó un volumen de 5 mL de cada dilución y se colocó en un tubo de ensayo de fondo plano y se hizo sumergir el tubo capilar hasta tocar el fondo (**Figura 1**), y considerando el radio del capilar y las densidades calculadas anteriormente, se obtuvieron los valores de tensión superficial. Esto se hizo por triplicado para cada dilución [12].

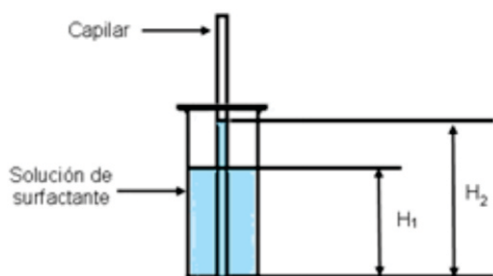


Figura 1. Esquema de la medición de tensión superficial mediante la determinación de alturas del capilar.

$$\gamma = \frac{r * h * \rho * g}{2} \quad (4)$$

Donde:

γ = tensión superficial del medio de cultivo-aire (N/m)

r = radio del capilar (m)

h = diferencia promedio de alturas (H_2-H_1) (m)

ρ = densidad del líquido (kg/m³)

g = fuerza de gravedad (m/s²)

Dispersión del contaminante de residuos electrónicos

La homogenización del contaminante proveniente de residuos electrónicos en el medio de cultivo se realizó mediante la adición controlada del reductor de tensión superficial con la finalidad de obtener la máxima uniformidad de la concentración del contaminante en todo el influente. Adicionalmente se mantuvo en agitación controlada mediante agitación magnética. Se tomó la

lectura de revoluciones por minuto de la agitación que resultaron óptimas para la uniformización de la concentración del contaminante.

3. Resultados y discusión

Las propiedades del material poroso resultaron óptimas como una alternativa para la funcionalidad que se requiere para un soporte biológico. Los parámetros correspondientes a la fracción de retención de humedad (**Tabla 1**) demuestran la capacidad del empaque de estimular la formación y crecimiento de población biológica y así eventualmente formar la biomembrana capaz de desdoblarse contaminantes asociados a residuos electrónicos.

Tabla 1. Parámetros de la caracterización del material poroso

Parámetro	Valor	Unidades
Peso promedio de partícula	0.04	g
Densidad promedio de partículas	2.20	g/cm ³
Diámetro promedio de partículas	0.43	cm
Área exterior específica promedio	0.58	cm ²
Área superficial por gramo, fisisorción de isoterma de BET	21500	cm ²
Área exterior total por gramo	15.53	cm ²
Fracción másica de retención de humedad	0.33	g agua/g material poroso

El método de cálculo de volumen molar mediante las contribuciones de Le Bas (**Tabla 2**) son un ajuste a la regla de Schroeder [8] el cual tiene un error del 4.7% para componentes asociados a los hidrocarburos. En este caso se utilizaron las contribuciones atómicas de aquellos elementos presentes en el contaminante. Para el método de Panidi se tienen resultados con mayor aproximación, ya que los errores son menores al 1% en promedio. Estos errores corresponden a cadenas pesadas de hidrocarburos, debido a esto se utilizó el método correspondiente al cálculo de la contribución del núcleo estructural del contaminante constituido por un componente alifático y otro componente aromático (**Tabla 3**).

Tabla 2. Incrementos de volumen aditivos para el cálculo de volúmenes molares por las contribuciones de Le Bas.

Grupo atómico	(cm ³ /g.mol)	Índice de contribución (cm ³ /g.mol)
Carbono	14.8	103.6
Hidrógeno	3.7	48.1
Nitrógeno		
(Enlazado doblemente)	15.6	15.6
Azufre	25.6	25.6

Tabla 3. Incrementos de volumen aditivo para el cálculo de volúmenes molares por las contribuciones de Panidi según el núcleo estructural.

Fracción estructural aditiva	(cm ³ /g.mol)	Índice de contribución (cm ³ /g.mol)
Ciclohexano	1,18.2	118.2
Benceno	96	96

Fenómeno de transferencia de masa

Tabla 4. Parámetros obtenidos para el cálculo del coeficiente de difusión de un contaminante de residuos electrónicos.

Parámetro	Valor	Unidades
Temperatura	298.15	K
Volumen molar Panidi-Le Bas	407.1	cm ³ /g.mol
Viscosidad	0.89	Cp
Coeficiente de difusión del contaminante en agua	Othmer y Takar	4.32x10 ⁻⁶ cm ² /s.mol
	Wilke - Chang	4.61x10 ⁻⁶ cm ² /s.mol

El coeficiente de difusión (**Tabla 4**) resulta relevante para los modelos de la remoción del contaminante en el reactor biológico. Al presentarse efectos de transferencia de masa debido a la biomembrana formada en el soporte biológico se crean perfiles de concentración a lo largo de las capas

de transferencia; capa del medio de cultivo contaminado, capa de difusión y la biomembrana (**Figura 2**).

Esta capa de difusión a través de la cual se lleva a cabo la transferencia de masa del contaminante presenta un determinado espesor L. En el perfil de concentraciones, se asume que la presencia del sustrato se encuentra homogénea en la capa del medio del cultivo enriquecido, y al ingresar éste en la capa de difusión se asume que la concentración del sustrato inicia un decaimiento de forma lineal. Al ingresar en las membranas de los microorganismos presenta un decaimiento tipo logarítmico por lo que se asume que la aglomeración de los flóculos presenta un perfil de alta madurez y por consiguiente transcurre la remoción del contaminante.

Cambio en la tensión superficial por la adición del RTS

La medición de la tensión superficial resulta útil para la interpretación de la tensión interfacial (**Figura 3**) que se crea debido a la insolubilidad del contaminante en el medio de cultivo. Al formarse esta alta tensión interfacial entre los dos componentes líquidos, provoca concentraciones dependientes de las coordenadas espaciales, es decir, una solución heterogénea. La concentración micelar crítica se define como el intervalo de concentraciones del RTS en el que se presenta un cambio significativo de la tensión superficial de la solución, independientemente de que se observe un incremento proporcional de la densidad, conforme se incrementa la concentración del RTS, generando como consecuencia una baja en la tensión interfacial de la mezcla, y así se logre la homogenización del contaminante en todo el volumen de la solución.

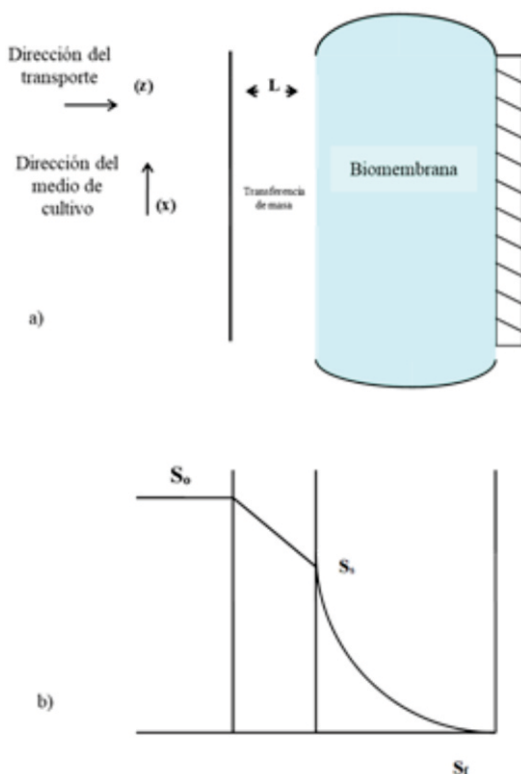


Figura 2. a) Modelo gráfico de una biomembrana ideal, b) Perfil de concentraciones del sustrato (contaminante representativo de residuos electrónicos) a lo largo de las capas de transferencia de masa.

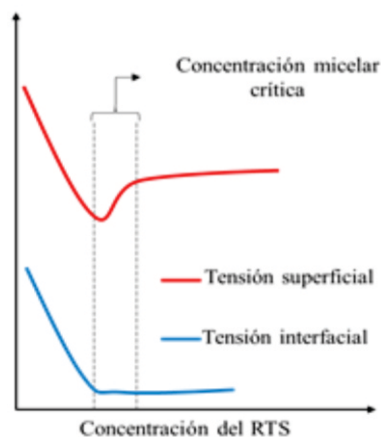


Figura 3. Variación de la tensión superficial e interfacial con la concentración del RTS.

En el intervalo de la adición de 0-100 mg/L del RTS se observó un incremento en la tensión superficial, lo cual se debe a que en este intervalo aún no se presenta la detergencia y por lo tanto el efecto de la formación de micelas no se traduce en una reducción de la tensión superficial independientemente de que la adición del RTS incremente la densidad de la solución. Posterior a este valor se registró una disminución significativa de la tensión superficial lo cual indica que pudo haber ocurrido una micelización en la solución de prueba. Este

decremento en la tensión superficial se presentó hasta la concentración de 1,000 mg/L donde la tensión superficial volvió a aumentar ya que las interacciones moleculares en solución producen micelas laminares que eventualmente pueden derivar en la formación de una mesofase liotrópica laminar [13] (**Figura 4**).

Según los resultados se puede concluir que el intervalo de la concentración micelar crítica se encuentra entre 100 y 1,000 mg/L del RTS presente en el medio de cultivo, y por lo tanto se utilizó la concentración de 1,000 mg/L para lograr la formación requerida de micelas para producir la detergencia en la solución (**Figura 5**). Lo anterior permite asegurar la reducción de la tensión interfacial entre el contaminante y el medio de cultivo, reduciendo significativamente los efectos de resistencia a la transferencia de masa y por lo tanto generar la distribución homogénea del componente.

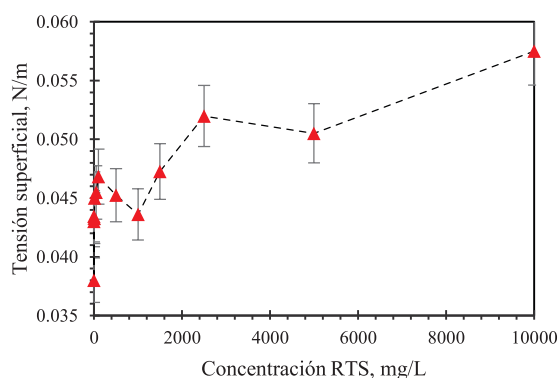


Figura 4. Tensión superficial del medio de cultivo con la adición del RTS (0 a 1,000 mg/L).

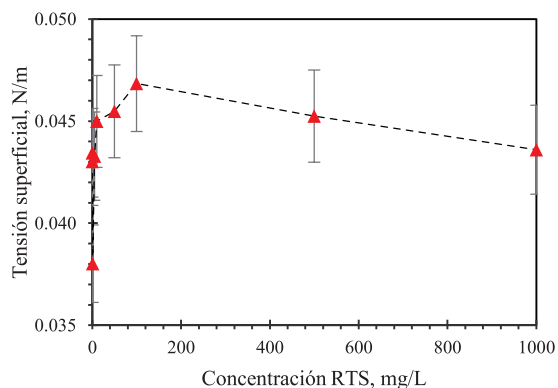


Figura 5. Tensión superficial del medio de cultivo con la adición del RTS (0 a 1,000 mg/L).

4. Conclusiones

Se determinó que el material poroso estudiado resultó eficiente para la formación de biomembrana en su función como soporte biológico debido a su alta retención de humedad y a su área superficial. La tensión superficial del medio de cultivo se mostró con un cambio significativo en concentraciones bajas, tomando como punto de operación 1,000 mg/L, la cual fue capaz de promover la formación

de micelas mostrando los efectos de detergencia, garantizando la homogenización del contaminante proveniente de residuos electrónicos y reduciendo los efectos de resistencia a la transferencia de masa.

5. Agradeci mi entos

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología el financiamiento del proyecto SEP-CONACYT 0256056. Se agradece también el apoyo al Fondo de Proyectos PAICYT SA1898-21 “Caracterización molecular de comunidades microbianas asociadas a residuos electrónicos” de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

6. Referenci as

1. BBC News Mundo. <https://www.bbc.com/mundo/noticias-47032919> (accesado el 30 de enero del 2023).
2. Ecología verde. <https://www.ecologiaverde.com/contaminacion-del-suelo-causas-consecuencias-y-soluciones-285.html> (accesado el 29 de enero del 2023).
3. Forti V.; Balde C. P.; Kuehr, R.; Bel G. *The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential*, Publicado por United Nations University/United Nations Institute for Training and Research, International Telecommunication Union, and International Solid Waste Association, Bonn, Geneva and Rotterdam, 2020.
4. Alberto A. J.; Lucila A.; Luciane K. V. *Sustainable Consumption: The Right to a Healthy Environment*, Springer, São Leopoldo, Brasil, 2019, 30.
5. CONTYQUIM®. <https://contyquim.com/blog/tratamiento-fisicoquimico-para-aguas-residuales> (accesado el 1 de febrero del 2023).
6. CONTYQUIM®. <https://contyquim.com/blog/planta-de-tratamiento-de-agua-residual-biologica> (accesado el 1 de febrero del 2023).
7. Le Bas, G. *The Molecular Volumes of Liquid Chemical Compounds*, Longmans Green and Co., Inc., Nueva York, 1915.
8. Reid, R.C.; Sherwood, T.K. *The properties of gases and liquids. Their estimation and correlation*, McGraw-Hill Book Co., Nueva York, 1966, 99-100.
9. Panidi, I. S.; Trofimov, V. A., & Lepikhina, N. S. Chemistry and technology of fuels and oils. 2006, 42(6), 441.
10. Wilke, C. R., Chang, P. *AIChE journal*. 1955, 1(2), 264-270.
11. Othmer, D. F., Thakar, M. S. *Industrial & Engineering Chemistry*. 1953, 45(3), 589-593.
12. Shoemaker, D. P.; Garland, C. W. Nibler, J. W., *Experiments in physical chemistry*. 5° ed, Mc. Graw.Hill Book Co. Inc., Nueva York, 1989, 471.
13. Alsina Esteller, M. A. *Sistemas Coloidales. In Fisicoquímica para Farmacia y biología*, Sanz Pedredo, P., Masson S. A., Madrid, 1992, 947-949.