El fango activado como adsorbente de cobre, níquel y cianuro

Los tratamientos convenciones de las estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) suelen conseguir una eliminación insuficiente de contaminantes como cobre, níquel y cianuro, lo que puede producir afección en la calidad de los medios acuáticos receptores del efluente final. Técnicas como la adsorción sobre fango activado procedente de EDAR son capaces de eliminar estos contaminantes a bajos coste y, además, contribuir a la economía circular. En este estudio se realizaron ensayos en discontinuo con el objetivo de identificar y comparar la capacidad máxima de adsorción de cobre, níquel y cianuro sobre fango biológico de una EDAR que recibe un influente industrial y sobre fango biológico de una EDAR que recibe un influente urbano, evidenciando que la capacidad de adsorción se ve afectada por la disminución de centros activos disponibles. Además, mediante las isotermas de adsorción de Langmuir y Freundlich se concluyó que los contaminantes estudiados son afines al fango activado como adsorbente.

Palabras clave
Cobre, níquel, cianuro, adsorción, fango activado.

THE ACTIVATED SLUDGE AS A COPPER, NICKEL AND CYANIDE ADSORBENT

Conventional wastewater treatment plants (WWTP) used to get an insufficient removal of pollutants such as copper, nickel and cyanide, which can affect the aquatic media quality that receiving the final effluent. In this study was conducted discontinuous tests that aimed to identify and compare the maximum adsorption capacities of copper, nickel and cyanide on the biological sludge which received an industrial influent and on the biological sludge from a WWTP with an urban influent, evidencing that the adsorption capacity is affected by the decrease of available active centers. In addition, using adsorption isotherms of Langmuir and Freundlich, was concluded that the pollutants studied are related to activated sludge as an adsorbent.

Keywords
Copper, nickel, cyanide, adsorption, activated sludge.

Estefanía Castro Rubio
máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente por la Universitat Politècnica de València (UPV), técnica de I+D+i de Global Omnium

Sergio Lloret Salinas
licenciado en Biología por la Universitat de València (UV), técnico de I+D+i de Egevasa

Daniel Aguado García
doctor por la Universitat Politècnica de València (UPV), profesor titular del Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la UPV

Ramón Barat Baviera
doctor por la Universitat Politècnica de València (UPV), profesor titular de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la UPV

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas ha aumentado considerablemente la preocupación por la calidad de los recursos hídricos del planeta. Especialmente porque son uno de los principales receptores de los desechos generados por el hombre, pues desde la revolución industrial se han utilizado elementos altamente tóxicos como los metales pesados y los cianuros para el desarrollo de actividades industriales y, por consiguiente, las concentraciones de estos elementos en el suelo, agua y aire se han incrementado (Miró, 2005).

Como metales pesados se conocen a los elementos con un peso atómico entre 63,5 y 200,6 y una gravedad especifica mayor a 5,0 (Fu y Wang, 2011). Se caracterizan por ser persistentes, no biodegradables, tóxicos y bioacumulativos (no pueden ser eliminados por el organismo), y hasta incluso algunos pueden llegar a ser cancerígenos (Bhuyan *et al.*, 2017).

Otro de los contaminantes presente en las aguas residuales de origen industrial es el cianuro. Este compuesto puede ser parte de un gas incoloro (cianuro de hidrógeno, HCN; cloruro de cianógeno, CICN) o un cristal (cianuro de sodio, NaCN; cianuro de potasio, KCN) (Kuyucak y Akcil, 2013). Es un compuesto de alto interés en la industria, principalmente por su capacidad de reaccionar con otros elementos como los metales pesados. Se emplea principalmente en la elaboración de sustancias orgánicas, en la industria farmacéutica, para el control de plagas y en la industria metalúrgica (Silvestre, 2015).

Además de los efectos negativos que tienen los metales pesados y los cianuros en el medio ambiente y en la salud, también tienen un impacto sobre las estaciones depuradoras de aguas residuales convencionales (EDAR). Estas están diseñadas para el tratamiento de efluentes domésticos y comerciales, agua de drenaje urbano y deposiciones atmosféricas trasportadas por el agua pluvial (Karvelas, Katsoyiannis y Samara, 2003) y la presencia de metales pesados y cianuro pueden inhibir la actividad biológica del proceso (Tsai y Chen, 2011).

Por esta razón se hace necesario implementar técnicas para su eliminación, que se basan en procesos químicos, físicos, biológicos o de adsorción. Aunque existen tecnologías como la precipitación química, flotación, intercambio iónico, procesos electroquímicos o separación por membranas, las técnicas de adsorción se hacen muy atractivas por los bajos costes y su simplicidad (Maulana y Takahashi, 2018).

Emplear fango activado como adsorbente en la eliminación de cobre, níquel y cianuro podría contribuir a la conservación del medio ambiente, pues podría dar valor a un producto que era considerado desecho y ahora será utilizado como materia prima, contribuyendo a la economía circular gracias a que el aprovechamiento de recursos supone una mejora, tanto para el medio ambiente como para las empresas explotadoras de EDAR, pues supone una reducción en los costes de disposición de los fangos y en los costes de operación de otro tipo de tecnología para la eliminación de estos contaminantes, siendo la principal ventaja en comparación con el empleo de adsorbentes de bajo coste como el aserrín de pino (Musapatika *et al.*, 2012), el fango de la industria papelera (Wajima, 2017), la cáscara de maní (Abdelfattah *et al.*, 2016), la cáscara de arroz y ceniza (Hegazi, 2013), etc.

1.1. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

Las isotermas se emplean para el diseño de sistemas de adsorción. Los modelos más aplicados son los de Langmuir y Freundlich, pues son los que mejor describen el comportamiento de la adsorción. Las **ecuaciones 1 y 2** indican la representación de los modelos de Langmuir y Freundlich respectivamente:

$$q_e = \frac{q_{máx}\, K_L\, C_e}{1 + K_L C_e} \qquad \textbf{Ec. 1}$$

donde:

- Q_e (mg soluto/g) = capacidad de adsorción.
- $q_{máx}$ (mg soluto/g) = capacidad máxima de adsorción teórica.
- K_L (mg/L) = constante de afinidad de Langmuir.
- C_e (mg soluto/L) = concentración en equilibrio de contaminante en la fase líquida.

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \qquad \textbf{Ec. 2}$$

donde:

- Q_e (mg soluto/g) = capacidad de adsorción.
- K_F (mg soluto/g) = constante de Freundlich relacionada con la capacidad de adsorción.
- n (adimensional) = coeficiente de heterogeneidad.
- C_e (mg soluto/L) = concentración en equilibrio de contaminante en la fase líquida.

2. METODOLOGÍA

2.1. FANGO ACTIVADO COMO ADSORBENTE

Para este estudio se analizó la capacidad de adsorción del fango activado de una EDAR que trata un influente de origen urbano y se comparó con la capacidad de adsorción del fango activado de la depuradora que reci-

be un influente de origen urbano e industrial (con contenido de Cu, Ni y CN^-, que son los contaminantes que se quieren eliminar).

La muestra de fango activado de las dos EDAR fue tomada del reactor biológico, mientras las soplantes estaban en funcionamiento, garantizando la mayor homogeneización de la muestra. Posteriormente, la muestra se dejó decantar durante 30 minutos y se eliminó el sobrenadante con el objetivo de aumentar la concentración de solidos suspendidos.

2.2. ENSAYOS DE ADSORCIÓN EN DISCONTINUO

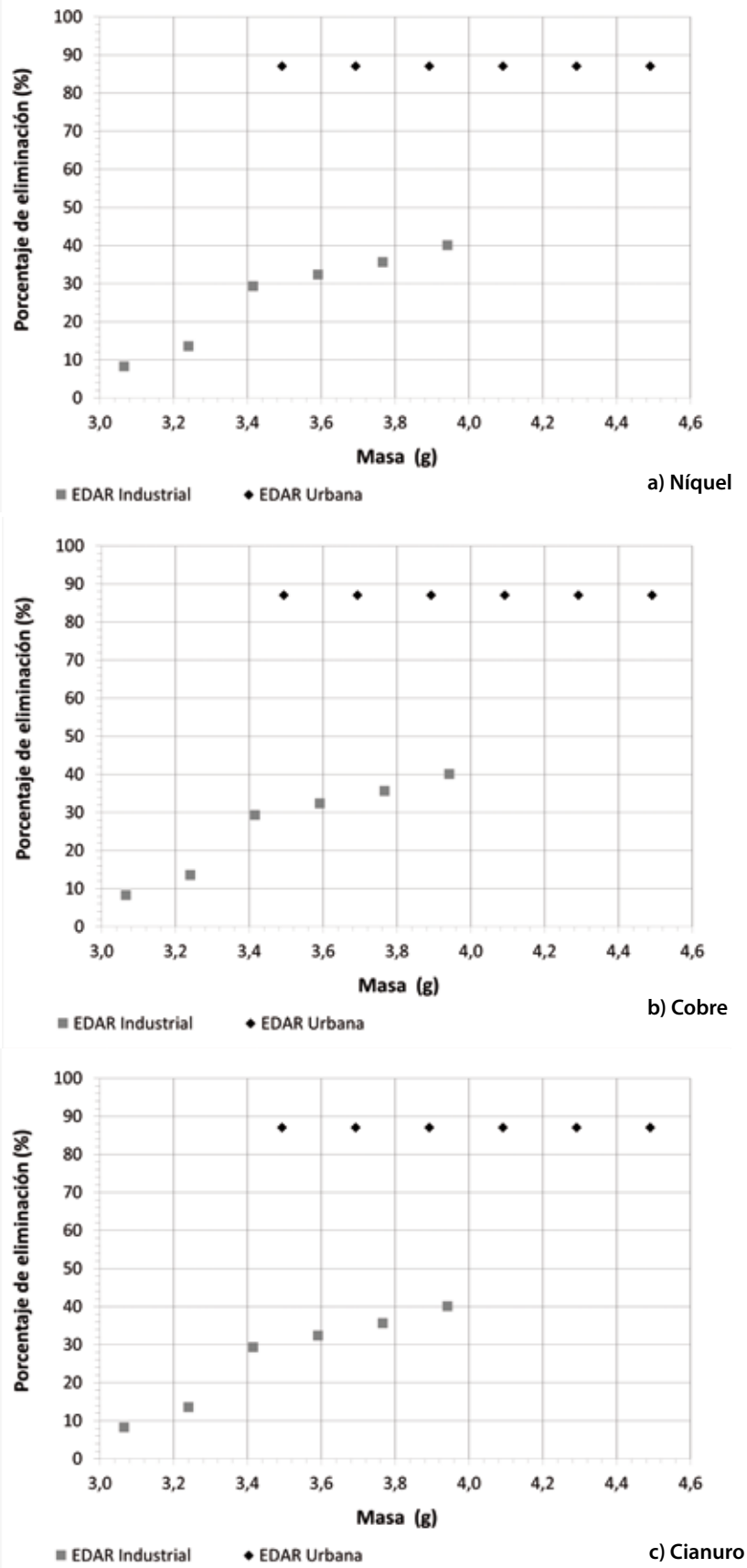
Estos ensayos pretenden determinar la capacidad del proceso de adsorción de Cu, Ni y CN^- que tiene el fango dentro del reactor biológico de una depuradora. Para ello se empleó un equipo de Jar-Test y a cada uno de los vasos de precipitado se le adicionaron volúmenes variables de fango (50–800 mL) y agua destilada (0-750 mL) y un volumen constante de agua residual (200 mL). Una vez adicionados los volúmenes respectivos a cada vaso de precipitados, se agitó a 250 rpm durante 24 horas para alcanzar la concentración de equilibrio.

Tras finalizar el tiempo de agitación se retiraron los vasos de precipitados de los agitadores y se procedió a su filtrado empleando un filtro de 0,45 µm para determinar la concentración de contaminantes residuales mediante fotometría.

Finalizada la fase experimental y obtenidas las concentraciones iniciales y finales de cada ensayo, se determinó la capacidad de adsorción empleando la **Ecuación 3**. A partir de estos resultados se realizaron las isotermas de adsorción empleando el modelo de Langmuir y Freundlich.

$$Q_e = (C_i - C_e)\frac{V_d}{m} \qquad \textbf{Ec. 3}$$

FIGURA 1. Porcentaje de eliminación de níquel (a), cobre (b) cianuro (c) utilizando como material adsorbente fango de la depuradora que recibe componente industrial y de la depuradora exclusivamente urbana.



donde:

- Q_e (mg soluto/g) = capacidad de adsorción.
- C_i (mg soluto/L) = concentración inicial de contaminante en la fase líquida.
- C_e (mg soluto/L) = concentración en equilibrio de contaminante en la fase líquida.
- V_d (L) = volumen de la solución.
- m (g) = masa de adsorbente.

TABLA 1

PORCENTAJE MÁXIMO DE ELIMINACIÓN, CONCENTRACIÓN INICIAL (CI), CONCENTRACIÓN FINAL (CE) PARA UN FANGO DE DEPURADORA INDUSTRIAL Y UN FANGO DE DEPURADORA URBANA.

Contaminante	Fango activado	C_i (mg/L)	C_e (mg/L)	Eliminación (%)
Níquel	EDAR industrial	0,634	0,380	40,063
	EDAR urbana	0,387	0,050	87,080
Cobre	EDAR industrial	0,580	0,347	40,121
	EDAR urbana	0,296	0,050	83,108
Cianuro	EDAR industrial	0,036	0,017	52,499
	EDAR urbana	0,029	0,005	82,456

3. RESULTADOS

3.1. INFLUENCIA DEL ORIGEN DEL FANGO COMO ADSORBENTE

La procedencia del fango activado tiene un efecto importante sobre el proceso de adsorción. Dependiendo del origen del agua residual que se trate en una depuradora existirán más o menos centros activos disponibles para el proceso de adsorción. Por tal razón, se puso en contacto agua residual industrial con contenido de cobre, níquel y cianuro con fango activado de dos depuradoras distintas:

- Depuradora que trata únicamente agua residual de origen urbano.
- Depuradora que trata agua residual de origen urbano e industrial con contenido de Cu, Ni y CN^-.

Se realizaron ensayos en discontinuo para conocer el porcentaje de cobre, níquel y cianuro eliminado con cada uno de los fangos activados. La variación del porcentaje de eliminación con respecto a la masa del material adsorbente se presenta en la **Figura 1,** mientras que la **Tabla 1** se indica el porcentaje máximo de eliminación y la variación de la concentración de Ni, Cu y CN^-.

A partir de los ensayos experimentales se puede concluir que, manteniendo en contacto el agua residual industrial con un fango activado proveniente de una depuradora que trata únicamente agua residual de origen urbano y que no ha tenido un contacto previo con níquel (EDAR urbana), la concentración en equilibrio en el líquido sobrenadante llega a un valor de 0,05 mg Ni/L, logrando una eliminación mediante procesos de adsorción de hasta un 87%. Mientras que, al estar en contacto con un fango procedente de una depuradora que trata agua residual de origen industrial, hay iones previamente adsorbidos que disminuyen el número de centros activos disponibles.

Por esta razón, los resultados obtenidos empleando el fango activado de la depuradora que recibe componente industrial alcanza una concentración de equilibrio en el líquido sobrenadante de 0,39 mg Ni/L y un porcentaje de eliminación bastante menor (40%).

Los resultados obtenidos para la eliminación del cobre y cianuro mediante mecanismos de adsorción fueron similares a los del níquel, reflejando que la procedencia del fango activado afecta la disponibilidad de centros activos y con esto el porcentaje de eliminación: 83% y 82% para el fango de la depuradora urbana y de 40% y 52% para fango de la depuradora que recibe componente industrial para la eliminación de cobre y cianuro respectivamente.

3.2. CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE FANGO ACTIVADO PARA NÍQUEL, COBRE Y CIANURO

Los experimentos de adsorción en discontinuo sobre el fango de una EDAR que recibe componente industrial y el fango de una EDAR urbana, se realizaron partiendo de diferentes concentraciones de sólidos suspendidos en el fango (que serán expresados en masa), de una concentración inicial (C_i) y transcurridas 24 horas, se determinó la cantidad de contaminante adsorbido a partir de la concentración en equilibrio (C_e). La capacidad de adsorción (Q_e) para cada ensayo se determinó mediante la **Ecuación 3**. En las **Figuras 2, 3** y **4** se presentan los resultados obtenidos experimentalmente para la adsorción de níquel, cobre y cianuro respectivamente.

En los resultados experimentales de adsorción de níquel, se evidencia la influencia que tiene la masa de fango adicionada en el porcentaje de eliminación. Para los dos fangos estudiados, se obtuvo una mayor eliminación a mayor cantidad de masa. Esto se debe principalmente a que a mayor cantidad de adsorbente mayor será el número de centros

FIGURA 2. Capacidad de adsorción (Q_e), concentración inicial (C_i) y concentración final (C_e) para el níquel en función de la masa, con fango de depuradora urbana (izquierda) y depuradora industrial (derecha).

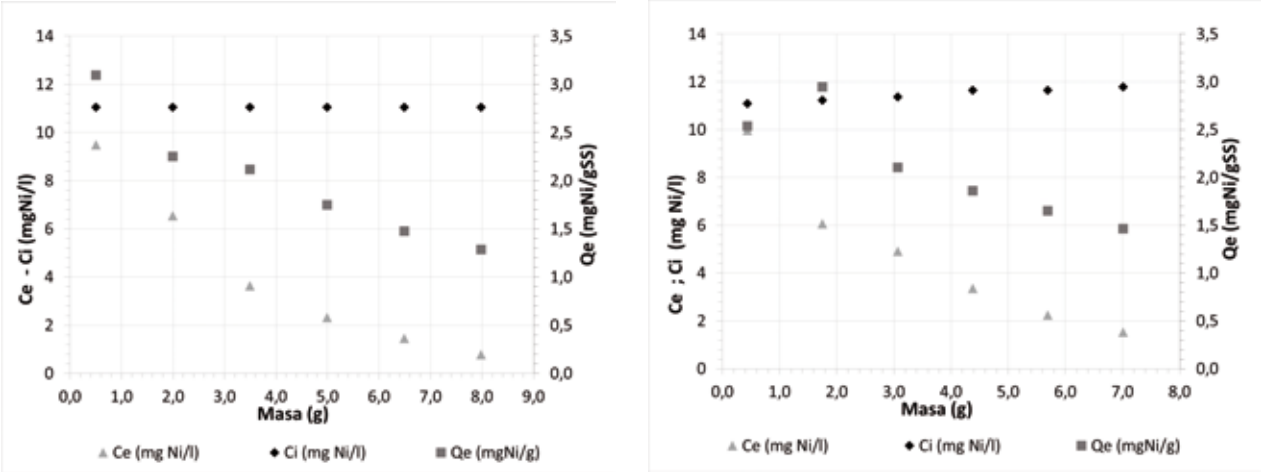


FIGURA 3. Capacidad de adsorción (Q_e), concentración inicial (C_i) y concentración final (C_e) para el cobre en función de la masa, con fango de depuradora urbana Izquierda) y depuradora industrial (derecha).

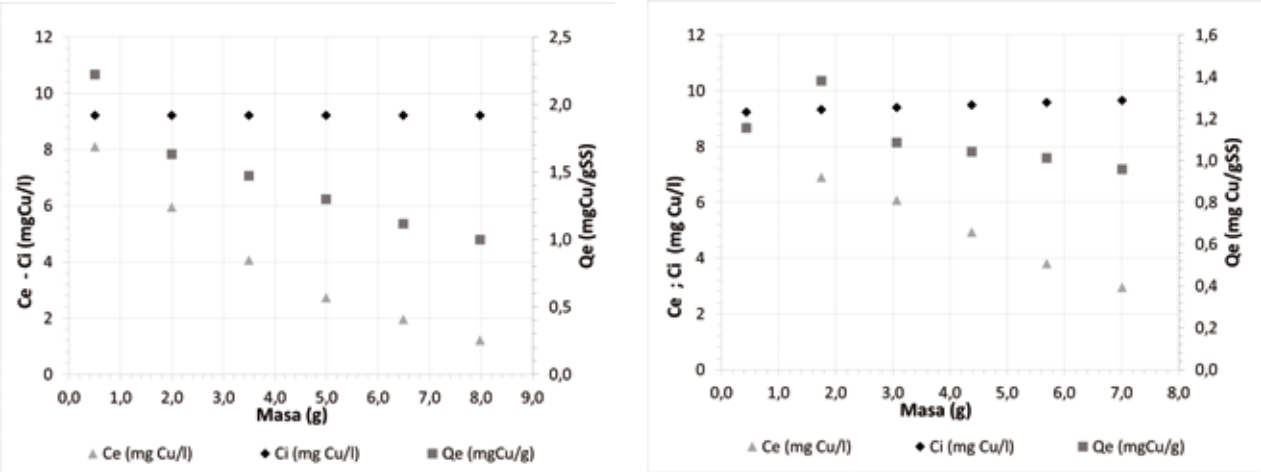
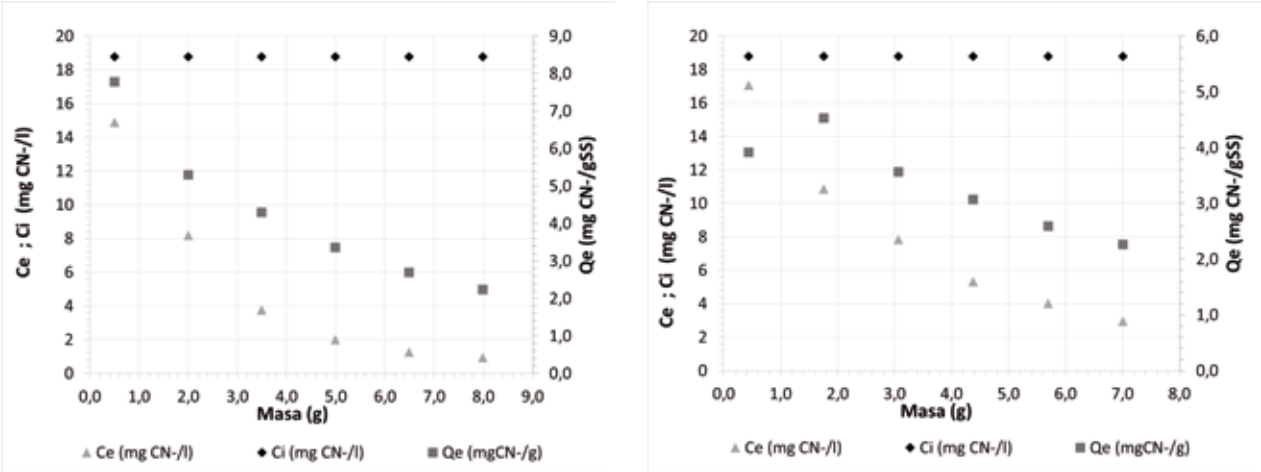


FIGURA 4. Capacidad de adsorción (Q_e), concentración inicial (C_i) y concentración final (C_e) para el cianuro en función de la masa, con fango de depuradora urbana Izquierda) y depuradora industrial (derecha).



activos disponibles para la adsorción del metal.

Adicionalmente, se evidencia que hay un porcentaje mayor de níquel adsorbido en el fango de depuradora urbana, pues este puede adsorber hasta un 10% más de níquel. Esto se debe principalmente a que, antes de iniciar los ensayos, el fango de una EDAR que recibe componente industrial ya ha estado en contacto con iones de níquel que han ocupado los centros activos disponibles, disminuyendo la posibilidad de adsorber más iones.

Con respecto al cobre, también se observa que hay una mayor adsorción cuanto mayor masa de fango se pone en contacto con el metal. El fango de una EDAR Urbana puede adsorber hasta un 22% más cobre que el de la EDAR que recibe componente industrial. Adicionalmente, se encontró una mayor capacidad máxima de adsorción con el fango urbano (2,224 mg Cu/g), en comparación con la máxima registrada para el fango de una EDAR que recibe componente industrial que fue de 1,387 mg Cu/g.

Los resultados obtenidos para la absorción de cianuro son similares a los presentados para el níquel y el cobre; pues el porcentaje de adsorción es mayor para el fango de una EDAR Urbana y hay mayor eliminación en cuanto más gramos de fango se adicionaban al ensayo.

TABLA 2

PORCENTAJE MÁXIMO DE ADSORCIÓN DE NI, CU Y CN^-, Y CAPACIDAD MÁXIMA DE ADSORCIÓN ($Q_{MÁX}$) EXPERIMENTAL, EN FANGO DE DEPURADORA INDUSTRIAL Y EN FANGO DE DEPURADORA URBANA.

Contaminante	Fango activado	$Q_{máx}$ (mg/g)	Eliminación (%)
Níquel	EDAR industrial	2,947	87,084
	EDAR urbana	3,096	92,871
Cobre	EDAR industrial	1,381	69,442
	EDAR urbana	2,224	86,732
Cianuro	EDAR industrial	4,526	84,249
	EDAR urbana	7,776	94,995

Para todos los contaminantes se encontró que a valores bajos de masa (concentración de sólidos suspendidos) (0,438 g y 0,499 g), los centros activos disponibles en la superficie del adsorbente fueron ocupados por los iones de contaminante, pues la concentración de iones excedía los centros activos disponibles dando como resultado una capacidad de adsorción alta. Sin embargo, a valores de masa altos (7,008 y 7,984 g) de la cantidad de centros activos disponibles, solo una fracción fue ocupada por los iones de Cu, Ni y CN^- adicionados, produciendo una capacidad de adsorción menor. Los resultados obtenidos están de acuerdo con los resultados encontrados en la bibliografía (Yunus *et al*., 2006; Laurent *et al*. 2009 y 2010) , que indican que a mayor masa, menor será la capacidad de adsorción (Q_e).

En la **Tabla 2** se resume la capacidad máxima de adsorción ($q_{máx}$) y el porcentaje máximo de eliminación de Cu, Ni y CN^- para el fango de una depuradora industrial y el fango de una depuradora urbana. Se puede evidenciar que el fango de la depuradora urbana tiene la máxima capacidad de adsorción y el mayor porcentaje de eliminación comparando los dos materiales adsorbentes. En orden descendente la capacidad de adsorción máxima viene dada por $CN^- > Ni > Cu$.

A partir de los resultados obtenidos se puede concluir que, para lograr mayor eficiencia en la adsorción de Cu, Ni y CN^- utilizando como adsorbente el fango activado de una depuradora, es recomendable garantizar la mayor disponibilidad de centros activos aumentando la masa de adsorbente y renovando el material adsorbente para garantizar

» Emplear la adsorción con fango activado supone una reducción en los costes de explotación de las estaciones depuradoras de aguas residuales que tengan cobre, níquel y cianuro en el agua de entrada, pues permite dar valor a un desecho, minimizando el impacto en el medio ambiente. También debe tenerse en cuenta que la capacidad máxima de adsorción de estos tres elementos es mayor para fango de EDAR urbana que para fango de EDAR industrial, donde se reduce significativamente

TABLA 3

PARÁMETROS DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE LANGMUIR PARA EL FANGO ACTIVADO DE UNA EDAR QUE RECIBE COMPONENTE INDUSTRIAL Y LA EDAR URBANA. NOTA: $Q_{MÁX}$ ES LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN MÁXIMA Y K_L EL COEFICIENTE DE AFINIDAD.

Contaminante	Fango activado	$Q_{máx}$ (mg/g)	K_L (L/mg)	R_2
Níquel	EDAR industrial	3,096	0,55	0,94
	EDAR urbana	2,947	0,57	0,94
Cobre	EDAR industrial	2,224	0,43	0,91
	EDAR urbana	1,381	0,70	0,91
Cianuro	EDAR industrial	7,776	0,32	0,95
	EDAR urbana	4,526	0,36	0,96

TABLA 4

PARÁMETROS DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE DE FREUNDLICH PARA EL FANGO ACTIVADO DE UNA EDAR QUE RECIBE COMPONENTE INDUSTRIAL Y LA EDAR URBANA. NOTA: $Q_{MÁX}$ ES LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN MÁXIMA, K_F EL INDICADOR DE CAPACIDAD DE ADSORCIÓN Y N EL COEFICIENTE DE HETEROGENEIDAD.

Contaminante	Fango activado	1/n	K_F (mg/g)	R_2
Níquel	EDAR industrial	0,35	1,27	0,82
	EDAR urbana	0,31	1,35	0,96
Cobre	EDAR industrial	0,25	0,73	0,576
	EDAR urbana	0,39	0,88	0,95
Cianuro	EDAR industrial	0,37	1,61	0,86
	EDAR urbana	0,42	2,40	0,99

que haya la menor cantidad de iones previamente adsorbidos.

Se evidencia que, si se pone en contacto agua residual con contenido de Ni, Cu y CN^- con fango activado de una depuradora, el orden la capacidad de adsorción máxima viene dada por el orden $CN^- > Ni > Cu$.

3.3. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

Para entender los mecanismos de adsorción de cobre, níquel y cianuro empleando como adsorbente fango activado se determinaron las isotermas de adsorción empleando los modelos de Langmuir y Freundlich. El modelo de Langmuir describe una adsorción monocapa y una superficie heterogénea del fango, mientras que el modelo de Freundlich se basa en una adsorción en una superficie heterogénea. El coeficiente de ajuste y los parámetros de adsorción para el modelo de Langmuir y el modelo de Freundlich se presentan en la **Tablas 3** y **4**, respectivamente.

En el modelo de Langmuir los coeficientes de correlación para el fango procedente de una depuradora que trata efluente industrial varían entre (0,911 a 0,954) mientras que el fango procedente de una depuradora que trata efluente de origen urbano varía entre (0,911 a 0,953). Mientras que el modelo de Freundlich tiene un coeficiente de correlación para el fango de la una EDAR que recibe componente industrial que oscila entre (0,576 a 0,835) y para el fango de una EDAR Urbana oscila entre (0,945 a 0,986). Por tanto, el ajuste para los dos materiales adsorbentes es similar en el modelo de Langmuir y, por el contrario, el modelo de Freundlich tiene un mejor ajuste para la adsorción de níquel, cobre y cianuro empleando como adsorbente el fango activado de la EDAR urbana.

La constante de Langmuir indica un orden de afinidad de mayor a menor para el cobre (0,696 L/mg), seguido por el níquel (0,574 L/mg) y finalmente para el cianuro (0,358 L/mg). Respecto al modelo de Freundlich se puede concluir que la adsorción de Ni, Cu y CN^- sobre fango activado es favorable; puesto que para todos los casos el valor de 1/n es inferior a 1, indicando una tendencia favorable para la adsorción química.

En la **Tabla 5** se muestra una comparación de las constantes de Langmuir y la capacidad máxima de adsorción sobre diferentes materiales.

Respecto al cobre se puede observar que la capacidad máxima de adsorción se determinó en el estudio de Gulnaz *et al*. (2005) con un valor de 294 mg Cu/g, que se realizó sobre fango activado seco de la depuradora de Adana (Turquía). Comparado con el valor obtenido en este estudio (2,224 mg Cu/g) es mucho mayor y se puede deber a que la concentración inicial empleada en el estudio de Gulnaz *et al.* (2005) es superior (400 mg Cu/L) a la empleada en este estudio (9,5 mg Cu/L), adicionalmente a que el estudio se realizó con fango seco, el cual tendrá una mayor área específica de adsorción.

Respecto al níquel se observa que los datos encontrados en la biblio-

TABLA 5

VALORES BIBLIOGRÁFICOS DE CONSTANTES DE LANGMUIR Y CAPACIDAD MÁXIMA DE ADSORCIÓN PARA NÍQUEL, COBRE Y CIANURO SOBRE DIFERENTES MATERIALES.

Material adsorbente	$q_{máx}$ (mg/g)	K_L (L/mg)	Referencia
Cobre			
Fango EDAR que recibe componente industrial	1,381	0,696	
Fango EDAR urbana	2,224	0,427	
Cáscara de maní C_i = 10 - 100 mg Cu/L	0,3451	4,071	Abdel Salam, Reiad y ElShafei, 2011
Ceniza C_i = 10 - 100 mg Cu/L	0,1825	21,124	Abdel Salam *et al.*, 2011)
Zeolita C_i = 10 - 100 mg Cu/L	1,118	8,66	Abdel Salam *et al.*, 2011)
Fango activado seco C_e = 10 - 250 mg Cu/L	80,6	0,0287	Al-Qodah, 2006
Arcilla tratada con HCl C_i = 890 mg Ni/L 1.000 mg Cu/L	83,3	0,60	Vengris, Binkiene y Sveikauskaite, 2001
Fango activado seco C_i = 100 - 400 mg Cu/L	294	0,0852	Gulnaz *et al.*, 2005
Níquel			
Fango EDAR que recibe componente industrial	2,947	0,574	
Fango EDAR urbana	3,096	0,549	
Fango activado C_i = 100 mg Ni/L	21,230	0,185	Liu, Tao, Li y Yu, 2012
Fango activado seco C_i = 200 mg Ni/L pH=7,5	13,58	0,0496	Ong *et al.*, 2017
Cáscara de maní	56,82	0,12	Abdelfattah *et al.*, 2016
Fango activado seco C_e = 10 - 250 mg Cu/L	40,6	0,027	Al-Qodah, 2006
Arcilla tratada con HCl C_i = 890 mg Ni/L 1.000 mg Cu/L	80,9	0,62	Vengris *et al.*, 2001
Cianuro			
Fango EDAR que recibe componente industrial	4,526	0,358	
Fango EDAR urbana	7,776	0,324	
Zeolita C_e = 52 mg CN^-/L	33,978	0,148	Maulana y Takahashi, 2018
Carbón activado de cáscara de coco C_e = 64 mg CN^-/L	0,74	0,34	Singh, Agarwal y Balomajumder, 2016
Pseudomonas putida C_e = 19 mg CN^-/L	2,44	0,44	Singh y Balomajumder, 2016

grafía reflejan capacidades máximas de adsorción superiores a las encontradas en este trabajo (3,096 mg Ni/g), lo que refleja que al emplear fango activado seco se podrán encontrar mejores resultados en la eliminación del níquel.

Referente al cianuro, la capacidad máxima de adsorción varía mucho entre material adsorbente, siendo mayor para la zeolita y menor para la cáscara de coco. Para este ion no se encontraron estudios con fango activado. Sin embargo, el valor de la concentración máxima de adsorción encontrada en el presente estudio está en el rango de los demás adsorbentes.

La **Tabla 6** muestra una comparación de las constantes de Freundlich y coeficiente de heterogeneidad sobre diferentes materiales.

A partir de los resultados obtenidos por diferentes autores, se identifica que en términos de capacidad de adsorción (K_F), los resultados obtenidos empleando como adsorbente fango activado de una depuradora que trata tanto efluente de origen urbano, como de origen industrial hay una mayor afinidad por contaminantes como el cobre, níquel y cianuro en comparación con materiales como la ceniza, zeolita o fango seco.

A partir de los resultados obtenidos experimentalmente para la adsorción de Ni, Cu y CN^- se puede concluir que el fango activado es un material capaz de adsorber hasta un 92,87%, 86,73% y 94,96% de Ni, Cu y CN^- respectivamente.

Sin embargo, se puede observar que el fango activado seco es capaz de adsorber mayor cantidad de contaminantes, por tal razón se recomienda realizar estudios empleando fango seco como material adsorbente.

TABLA 6

VALORES BIBLIOGRÁFICOS DE CONSTANTES DE FREUNDLICH Y COEFICIENTE DE HETEROGENEIDAD PARA NÍQUEL, COBRE Y CIANURO SOBRE DIFERENTES MATERIALES.

Material adsorbente	n	K_F (mg/g)	Referencia
Níquel			
Fango EDAR que recibe componente industrial	2,870	1,269	
Fango EDAR urbana	3,192	1,353	
Fango activado C_i = 100 mg Ni/L	4,660	8,006	Liu *et al.*, 2012
Fango activado seco C_i = 200 mg Ni/L pH = 7,5	2,98	2,3950	Ong *et al.*, 2017
Cáscara de maní	8,5	3,4	Abdelfattah *et al.*, 2016
Fango activado seco C_e = 10 - 250 mg Cu/L	2,36	4,19	Al-Qodah, 2006
Cobre			
Fango EDAR que recibe componente industrial	4,065	0,731	
Fango EDAR urbana	2,538	0,879	
Cáscara de maní C_i = 10 - 100 mg Cu/L	3,67	2,814	Abdel Salam *et al.*, 2011
Ceniza C_i = 10 - 100 mg Cu/L	3,94	3,629	Abdel Salam *et al.*, 2011
Zeolita C_i = 10 - 100 mg Cu/L	3,604	2,604	Abdel Salam *et al.*, 2011
Fango activado seco C_e = 10 - 250 mg Cu/L	2,65	10,37	Al-Qodah, 2006
Fango activado seco C_i = 100 - 400 mg Cu/L	1,5	9,19	Gulnaz *et al.*, 2005
Cianuro			
Fango EDAR que recibe componente industrial	2,727	1,606	
Fango EDAR urbana	2,380	2,395	
Zeolita C_e = 52 mg CN^-/L	2,982	7,459	Maulana y Takahashi, 2018
Carbón activado de cáscara de coco C_e = 64 mg CN^-/L	3,20	0,22	Singh *et al.*, 2016
Pseudomonas putida C_e = 19 mg CN^-/L	2,16	0,70	Singh y Balomajumder, 2016

4. CONCLUSIONES

A partir del análisis y discusión de los resultados obtenidos, se exponen las siguientes conclusiones:

- La capacidad de adsorción se ve afectada por la disminución de centros activos disponibles, por lo que un fango no expuesto previamente a los contaminantes a eliminar presentará mayores rendimientos de eliminación.

- La capacidad máxima de adsorción de cobre, níquel y cianuro es de 3,10 mg Ni/gSS, 2,22 mg Cu/gSS y 7,78 mg CN^-/gSS para fango de EDAR urbana, y se reduce significativamente para fango de EDAR industrial.

- El estudio en discontinuo de la capacidad de adsorción de Cu, Ni y CN^- para un fango biológico de una depuradora que trata únicamente efluente urbano y para una depuradora con influente industrial establece una capacidad máxima de adsorción de cobre, níquel y cianuro de 3,10 mg Ni/gSS, 2,22 mg Cu/gSS y 7,78 mg CN^-/gSS para influente urbano y de 2,95 mg Ni/gSS, 1,38 mg Cu/gSS y 4,53 mg CN-/gSS para influente industrial. Ello evidencia que el cobre, el níquel y el cianuro tienen una mejor afinidad por el fango activado que por adsorbentes como la ceniza o zeolita.

- Emplear la adsorción con fango activado supone una reducción en los costes de explotación de las depuradoras que tengan cobre, níquel y cianuro en el agua de entrada, pues permite dar valor a un desecho, minimizando el impacto en el medio ambiente.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren expresar su agradecimiento a la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana (EPSAR), así como a la Cátedra Aguas de Valencia-Universitat Politècnica de València y su Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.

Bibliografía

[1] Abdel Salam, O.E.; Reiad, N.A.; ElShafei, M.M. (2011). A study of the removal

characteristics of heavy metals from wastewater by low-cost adsorbents. Journal of Advanced Research, núm. 2(4), págs. 297-303. https://doi.org/10.1016/j.jare.2011.01.008.

[2] Abdelfattah, I.; Ismail, A.A.; Sayed, F.A.; Almedolab, A.; Aboelghait, K.M. (2016). Biosorption of heavy metals ions in real industrial wastewater using peanut husk as efficient and cost effective adsorbent. Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management, núm. 6, págs. 176-183. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.10.007.

[3] Al-Qodah, Z. (2006). Biosorption of heavy metal ions from aqueous solutions by activated sludge. Desalination, núm. 196(1-3), págs. 164-176. https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.012.

[4] Barakat, M.A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. Arabian Journal of Chemistry, núm. 4(4), págs. 361-377. https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019.

[5] Bhuyan, M.S.; Bakar, M.A.; Akhtar, A.; Hossain, M.B.; Ali, M.M.; Islam, M.S. (2017). Heavy metal contamination in surface water and sediment of the Meghna River, Bangladesh. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, núm. 8, págs. 273-279. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2017.10.003.

[6] Fu, F.; Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. Journal of Environmental Management, núm. 92(3), págs. 407-418. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011.

[7] Gulnaz, O.; Saygideger, S.; Kusvuran, E. (2005). Study of Cu(II) biosorption by dried activated sludge: Effect of physico-chemical environment and kinetics study. Journal of Hazardous Materials, núm. 120(1–3), págs. 193-200. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.01.003.

[8] Hegazi, H.A. (2013). Removal of heavy metals from wastewater using agricultural and industrial wastes as adsorbents. HBRC Journal, núm. 9(3), págs. 276-282. https://doi.org/10.1016/j.hbrcj.2013.08.004.

[9] Karvelas, M.; Katsoyiannis, A.; Samara, C. (2003). Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. Chremosphere, núm. 53, págs. 1.201-1.210. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00591-5.

[10] Kuyucak, N.; Akcil, A. (2013). Cyanide and removal options from effluents in gold mining and metallurgical processes. Minerals Engineering, núm. 50–51, págs. 13-29. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.05.027.

[11] Liu, D.; Tao, Y.; Li, K.; Yu, J. (2012). Influence of the presence of three typical surfactants on the adsorption of nickel (II) to aerobic activated sludge. Bioresource Technology, núm. 126, págs. 56-63. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.025.

[12] Maulana, I.; Takahashi, F. (2018). Removal study by raw and iron-modified synthetic zeolites in batch adsorption experiments. Journal of Water Process Engineering Cyanide, núm. 22, págs. 80-86.

[13] Miró, N.L. (2005). Evaluación del rendimiento de recuperación de vertidos contaminados por iones de metales pesados mediante técnicas evaporativas. Análisis energético económico. https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/1927.

[14] Musapatika, E.T.; Singh, R.; Moodley, K.; Nzila, C.; Onyango, M.S.; Ochieng, A. (2012). Cobalt removal from wastewater using pine sawdust. African Journal of Biotechnology, núm. 11(39), págs. 9.407-9.415. https://doi.org/10.5897/AJB11.2117.

[15] Ong, D.C.; Kan, C.C.; Mae, S.; Pingul-Ong, B.; Daniel, M.; De Luna, G. (2017). Utilization of groundwater treatment plant (GWTP) sludge for nickel removal from aqueous solutions: isotherm and kinetic studies. Biochemical Pharmacology, núm. 10, págs. 5.746-5.753. https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.10.046.

[16] Silvestre, M. (2015). Detoxificación de aguas residuales provenientes de plantas metalúrgicas. Universidad Politécnica de Valencia. https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/58988.

[17] Singh, N.; Agarwal, B.; Balomajumder, C. (2016). Simultaneous treatment of phenol and cyanide containing aqueous solution by adsorption, biotreatment and simultaneous adsorption and biotreatment (SAB) process. Journal of Environmental Chemical Engineering, núm. 4(1), págs. 564-575. https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.11.041.

[18] Singh, N.; Balomajumder, C. (2016). Simultaneous biosorption and bioaccumulation of phenol and cyanide using coconut shell activated carbon immobilized *Pseudomonas putida* (MTCC 1194). Journal of Environmental Chemical Engineering, núm. 4(2), págs. 1.604-1.614. https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.02.011.

[19] Tsai, Y.P.; Chen, H.T. (2011). Influence of sludge retention time on tolerance of copper toxicity for polyphosphate accumulating organisms linked to polyhydroxyalkanoates metabolism and phosphate removal. Bioresource Technology, núm. 102(23), págs. 11.043-11.047. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.050.

[20] Vengris, T.; Binkiene, R.; Sveikauskaite, A. (2001). Nickel, copper, and zinc removal from wastewater by a modified clay sorbent. Applied Clay Science, núm. 18, págs. 183-190.

[21] Wajima, T. (2017). A new carbonaceous adsorbent for heavy metal removal from aqueous solution prepared from paper sludge by sulfur-impregnation and pyrolysis. Process Safety and Environmental Protection, núm. 112, págs. 342-352. https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.08.033.

DESCUBRA MÁS ARTÍCULOS TÉCNICOS, REPORTAJES Y DEMÁS INFORMACIONES Y NOTICIAS SOBRE EL SECTOR DEL AGUA EN:

WWW.TECNOAQUA.ES