

(04-026) - Utilization of steel industry residues for biogas cleaning

Díaz Piloñeta, Marina ²; Rey Díaz, Angel ²; Pérez Oliva, Lucía ²; Bouzada Rodríguez, Jacobo ³

¹ UNIVERSIDAD DE OVIEDO, ² Universidad de Oviedo, ³ Biogastur Generación Navia

Biogas, generated through the anaerobic digestion of organic matter, is an alternative energy source to fossil fuels that is increasingly gaining importance in the effort to reduce CO₂ emissions. Prior to its use, it must undergo purification processes to remove the H₂S present in its composition, usually through chemical oxidation in scrubbing towers, which involves the need for large quantities of reagents and high economic costs. This study evaluates the feasibility of biogas desulfurization using residues from the steel industry, specifically high-purity iron oxides (Fe₂O₃) derived from spent pickling acid regeneration plants. Laboratory-scale experiments were conducted using a fixed-bed reactor, varying gas flow rates, iron oxide dosages (bed mass), and residence times, resulting in adsorption ranges of 1.15 to 1.97 g H₂S/kgbed. Thus, not only would the costs associated with biogas treatment be reduced, but a second life would also be given to a waste product, providing added value to the generated biogas.

Keywords: Biogas desulfurization; iron oxides; circular economy; gas cleaning; clean energy

Utilización de residuos siderúrgicos para la limpieza de biogás

El biogás, generado a partir de la digestión anaerobia de la materia orgánica, es una fuente de energía alternativa a los combustibles fósiles que cada vez cobra más relevancia en la vía hacia reducir las emisiones de CO₂. Previa a su etapa de utilización, debe someterse a procesos de depuración para eliminar el H₂S presente en su composición, normalmente a través de su oxidación química en torres de lavado, lo que implica la necesidad de grandes cantidades de reactivos y altos costes económicos. El presente trabajo evalúa la viabilidad de desulfuración del biogás mediante residuos de la industria siderúrgica, concretamente óxidos de hierro (Fe₂O₃) de alta pureza procedente de las plantas de regeneración del ácido gastado de decapado. Se realizaron ensayos a escala laboratorio a partir de un reactor de lecho fijo variando las relaciones de caudal de gas, la dosificación de óxidos de hierro (masa del lecho) y los tiempos de residencia, obteniendo rangos de adsorción de 1,15 y 1,97 g H₂S/kglecho. De esta forma, no solo se reducirían los costes asociados al tratamiento del biogás, sino que además se le daría una segunda vida a un residuo, dotando al biogás generado de un valor añadido.

Palabras clave: desulfuración de biogás; óxidos de hierro; economía circular; limpieza de gases; energía limpia

Correspondencia: Marina Díaz Piloñeta diazmarina@uniovi.es



1. Introducción

En los últimos años, la búsqueda de alternativas sostenibles para mitigar los efectos del cambio climático y reducir el uso de combustibles fósiles para superar la actual crisis energética, ha adquirido una relevante importancia (Mamani et al., 2021).

En este contexto, el biogás emerge como una destacada fuente de energía renovable, presentando un interés creciente gracias a su condición de recurso de energía limpia y renovable, capaz de producir energía, calor y combustible sin emisiones netas de efecto invernadero. Este enfoque contribuye no solo a abordar las limitaciones energéticas, sino también a resolver problemas ambientales al reducir las emisiones de dióxido de carbono (Avci et al., 2017).

El biogás es un gas combustible que se genera a partir de la biodegradación de materia orgánica por acción de microorganismos y otros factores en un ambiente anaeróbico. Este proceso controlado de digestión anaerobia puede aplicarse a diversos sustratos orgánicos como deyecciones ganaderas, fracción orgánica de residuos municipales, lodos de estaciones depuradoras o residuos orgánicos industriales, constituyendo la base para la generación de biogás (Caposciutti et al., 2020).

El proceso de digestión tiene lugar en diversas fases consecutivas, cada una caracterizada por la participación de distintas poblaciones bacterianas. Esta diversidad implica que las velocidades de reacción en cada etapa estarán condicionadas por la composición del sustrato. Por lo tanto, para asegurar un desarrollo estable del proceso en su conjunto, es esencial mantener un equilibrio que evite la acumulación de compuestos intermedios inhibidores o la formación excesiva de ácidos grasos volátiles (AGV), pues podría conducir a una disminución del pH (Flotats Ripoll & Fernández García, 2008).

La colaboración sintrófica entre diversas poblaciones microbianas es esencial para facilitar ciertas reacciones, promoviendo la formación de agregados bacterianos. La propensión a la agregación de estos microorganismos, generando biopelículas, posibilita la existencia de elevadas concentraciones de biomasa activa en los reactores, permitiendo cargas orgánicas de hasta 35 kg DQO/m³día, superiores a las alcanzadas por muchos sistemas aerobios (Flotats Ripoll & Fernández García, 2008).

El biogás obtenido es un gas combustible compuesto principalmente por metano (55-70%) y dióxido de carbono (30-45%), con pequeñas cantidades de otros gases como vapor de agua o sulfuro de hidrógeno (1-3%) (Ortega Viera et al., 2015). El metano resulta el gas de mayor interés económico como combustible por su alto valor calórico. Sin embargo, el sulfuro de hidrógeno (H₂S), generado por la descomposición de moléculas orgánicas con azufre (por ejemplo, las proteínas) destaca por ser un gas altamente tóxico y corrosivo, responsable de un fuerte y desagradable olor (FAO, 2019).

Considerando los efectos nocivos de los sulfuros de hidrógeno desde los puntos de vista social, medioambiental, tecnológico y ecológico, su eliminación es una etapa crucial en el tratamiento del biogás para poder aprovechar su ventaja competitiva. La normativa europea estipula que su concentración en el biogás no debe superar los 20 mg/m³. Sin embargo, la concentración de H₂S en el biogás suele estar entre 200 y 18000 mg/m³, cifras muy superiores a lo establecido en las normas medioambientales (Xian-jin, 2008).

Se identifican tres mecanismos fundamentales para la remoción de H₂S: remoción biológica o biodesulfuración, desulfuración húmeda y desulfuración seca. Tradicionalmente, el proceso de purificación se lleva a cabo mediante una oxidación química en torres de lavado en dos etapas, empleando una solución ácida y otra básica. Sin embargo, esto conlleva un consumo considerable de reactivos, lo que resulta en costos elevados asociados a la operación y el mantenimiento (Xiao et al., 2017).

En las plantas siderúrgicas, se generan óxidos de hierro de alta pureza durante el proceso de regeneración de ácido gastado en la etapa del decapado del acero. Este residuo de decapado ha sido reconocido como un tipo de residuo peligroso especial debido a su corrosividad y altas cantidades de metal y ácido, por lo que debe ser tratado adecuadamente para cumplir con las normativas medioambientales (Gao et al., 2021). En el contexto de la economía circular, se plantea la necesidad de buscar otras soluciones innovadoras para aprovechar estos residuos, evitando la necesidad de su tratamiento e incorporándolos al proceso.

Esta comunicación se centra en la adsorción en lecho fijo por óxido de hierro. Se trata de un método clásico y eficaz, ampliamente utilizado en el gas natural pues resulta fácil y presenta un bajo coste (Xiao et al., 2017).

El principio de la desulfuración por óxido de hierro se fundamenta en la siguiente reacción (1):



De esta manera, el proyecto aborda la desulfuración eficiente del biogás generado a partir de la digestión anaerobia, utilizando residuos de la industria siderúrgica, específicamente óxidos de hierro de alta pureza. A diferencia del uso de cal en la desulfuración, donde la formación de lodos y la gestión de residuos pueden presentar desafíos, los óxidos de hierro ofrecen una alternativa eficiente y de alta pureza (Gao et al., 2021).

Los ensayos de laboratorio han sido diseñados para evaluar la viabilidad de esta estrategia, destacando la reducción sustancial de costos asociados al tratamiento del biogás y la transformación de un residuo industrial en un recurso valioso. La investigación no solo aspira a mejorar la sostenibilidad y eficiencia de los procesos de purificación del biogás, sino también a contribuir a la generación de energía limpia y renovable.

En su conjunto, esta aproximación se posiciona como un paso significativo hacia prácticas más sostenibles en la producción de biogás y la transición hacia una matriz energética más ecológica.

2. Metodología

Durante un periodo de dos meses se llevó a cabo un ensayo comparativo en la planta de generación de biogás procedente de purín, en régimen semicontinuo, del comportamiento entre un reactor control y un reactor al que se adicionó el óxido de hierro procedente de la industria siderúrgica. Este material tiene aspecto polvoriento y color rojizo, siendo rico en hierro.

El ensayo consta de 3 actividades tras la recepción de la muestra o tanque de recepción:

2.1 Preparación y caracterización fisicoquímica del residuo

Para la caracterización fisicoquímica de la muestra de residuo recibida se realizaron análisis de pH y de conductividad eléctrica.

Paralelamente se analizó el contenido en sólidos, humedad y cenizas de los residuos. La concentración de sólidos se determinó en unidades de porcentaje de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV). La ratio de estas dos variables (ST/SV) permite estimar el contenido en materia orgánica de la muestra, es decir, de su biodegradabilidad.

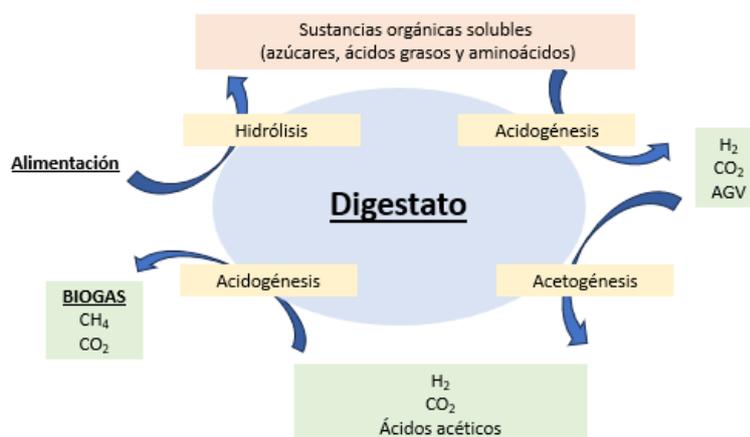
Para determinar el contenido de materia orgánica de la muestra bruta se utiliza la demanda química de oxígeno (DQO_{total}) como indicador. La DQO mide la cantidad de oxígeno necesario para oxidar químicamente las sustancias orgánicas a dióxido de carbono y agua. En el caso de residuos, la presencia de materia orgánica puede ser un indicador crítico de la carga contaminante y del impacto ambiental potencial.

Durante la degradación anaeróbica del residuo se libera amonio al medio debido a la hidrólisis de compuestos proteicos durante las fases de generación y procesado de la muestra. El ion amonio es aprovechado por los microorganismos para su crecimiento, sin embargo, un exceso en el medio de reacción puede actuar como inhibidor al desplazar el equilibrio químico hacia su forma no protonada (NH_3) (Sun et al., 2016).

Por otro lado, los ácidos grasos volátiles (AGV) son productos intermedios en la descomposición de materia orgánica durante la digestión anaerobia. Altas concentraciones de AGV pueden indicar desequilibrios en el proceso y problemas como la acidificación, que podrían afectar a la producción de biogás.

Es por ello que, tras una centrifugación y filtrado de la muestra, se determina la concentración de amonio y ácidos grasos volátiles de la fracción líquida resultante para asegurar que el proceso de digestión anaerobia está teniendo lugar de manera eficiente y estable se medirán dos parámetros: el contenido en ácidos grasos volátiles y de amonio (NH_4^+) en la muestra.

Figura 1: Producción de amonio durante la digestión anaerobia (Sun et al., 2016)



2.2 Determinación del potencial de generación de biogás en régimen semicontinuo

Inóculo y alimentación:

Como mezcla inicial de microorganismos que se añade a los digestores se emplearon los siguientes inóculos, procedentes de otros digestores. Se recogen en la **Tabla 1** sus características, así como la etapa en la que se añadieron y lugar de procedencia.

Tabla 1: Características de los inóculos empleados

Inóculo	[ST] (%)	[SV] (%)
Etapa I: Planta de Navia	4,4	2,7
Etapa II: EDAR de Bens	2,4	1,4

Como materia prima para la degradación (alimentación) se empleó la muestra del tanque de recepción, previo tamizado a través de un tamiz de malla gruesa de 0,2 mm para facilitar su manejo con los equipos de bombeo.

Operación del reactor CSTR:

Para los ensayos experimentales se emplearon dos reactores análogos (R1: reactor control y R2: reactor prueba, al que se realizaría la adición del adsorbente) CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*) con un volumen de trabajo de 4,5L. Ambos estaban equipados con un sistema de agitación continua y un sistema de refrigeración de tipo camisa de agua conectado a un baño termostático para mantener la temperatura. Adicionalmente contaban con un caudalímetro de biogás y una bolsa para su recogida y almacenamiento.

Los ensayos se realizaron en dos etapas de operaciones, diferenciadas principalmente por la temperatura de operación del reactor.

Etapa I:

Puesta en marcha y análisis de la operación en rango termófilo (Temperatura= 55 °C) con el objetivo de establecer la operación en paralelo de sendos reactores R1 y R2.

Etapa II:

Operación en rango mesófilo del R2 (Temperatura= 36 °C). Se empleó la misma alimentación que en la Etapa I, pero con una dilución 2:1. Las características se recogen en la **Tabla 2**.

Tabla 2: características de la alimentación en la Etapa II.

	DQO (gO ₂ /kg)	[ST] (%)	[SV] (%)
Alimentación	58,66	4,3	2,7

El adsorbente fue añadido en forma sólida al interior del reactor junto con la alimentación en el día 66 de operación.

2.3 Pruebas de adsorción

La capacidad de adsorción del material se evaluó mediante un ensayo utilizando un montaje basado en un lecho fijo.

Este montaje se compone de un reactor formado por un cilindro (5,5 cm de diámetro y 33 cm de altura) con 3 posibles entradas laterales para el gas. El gas ensayado presentaba una baja humedad al ser una mezcla de gas sintético.

Para los ensayos se utilizó un caudal variable de gas que salía de la parte superior del reactor y tras la evaluación de su contenido en dióxido de carbono y sulfuro de hidrógeno, se recogía en una bolsa de gas.

a) Adsorción de CO₂

Se realizaron dos experimentos consecutivos para verificar si el material adsorbía el CO₂ y si el lecho de adsorbente influía en su retención.

b) Adsorción de H₂S

Se realizaron 3 ensayos con diferentes condiciones de operación análogos a los de adsorción de CO₂. Para realizar los cálculos se determinó la cantidad retenida en el lecho como la diferencia entre las masas de entrada y salida, considerando la temperatura y presión de trabajo.

3. Resultados

3.1 Preparación y caracterización fisicoquímica del residuo

Los análisis fisicoquímicos del residuo reflejaron el carácter básico de la muestra del tanque de recepción. Los valores de pH y conductividad se recogen en la

Tabla 3.

Tabla 3: Valores medidos de pH y conductividad eléctrica

Muestra	pH	Conductividad eléctrica (mS/cm)
Tanque de recepción	7.22	31.90

El análisis en contenido de sólidos se recoge en la **Tabla 4**, junto con el contenido en porcentaje de humedad y cenizas de la muestra.

Tabla 4: Contenido en sólidos, humedad y cenizas

Muestra	ST (%)	SV (%)	SV/ST	Humedad (%)	Cenizas (%)
Tanque de recepción	6,41 ± 0,06	4,09 ± 0,05	0,63	93,6 ± 0,06	2,32 ± 0,05

Se especifica también la relación entre sólidos totales y sólidos volátiles. Cuanto más se aproxime el valor de esta división a la unidad, mayor biodegradabilidad presenta la muestra y, por tanto, más aptitud para el proceso de digestión anaerobia. En este caso, la ratio SV/ST=0,63, por lo que la muestra parece apta para el proceso de producción de biogás (Forster-Carneiro et al., 2007).

En la **Tabla 5** se recoge en contenido en materia orgánica del tanque de recepción.

Tabla 5: Contenido en materia orgánica de la muestra

Muestra	DQO _{total} (gO ₂ /kg)	AGV (gAc/kg)	Amonio (mgNH ₄ -N/L)
Tanque de recepción	88,0 ± 5,4	4,8 ± 0,1	1548,5 ± 22,5

3.2 Determinación del potencial de generación de biogás en régimen semicontinuo

El seguimiento de las operaciones del biorreactor se estableció en función de valores de operación determinados mediante la realización de pruebas analíticas periódicas como la

cantidad y composición del biogás generado y degradación de sólidos alcanzada en el interior del reactor.

Etapas I: Puesta en marcha y análisis de la operación en rango termófilo

Tras la puesta en marcha, a los 10 días de operación se evidencia una disminución progresiva de la producción de biogás en ambos reactores, acompañada de variaciones en su composición. Se observa una disminución en el contenido de metano y un aumento en el contenido de dióxido de carbono. Se excluye la posibilidad de fugas o mal funcionamiento en los caudalímetros, sugiriendo que la causa podría relacionarse con la composición de la alimentación o el inóculo mismo.

Sin embargo, a pesar de que pudiera haber acelerado la desestabilización, se descarta que el inóculo sea la causa directa teniendo en cuenta que, dada la procedencia de este, los microorganismos estarían aclimatados a las condiciones operacionales.

Es por lo que, tras comprobar que el pH en ambos reactores se mantiene relativamente constante durante esos días, se determinan las concentraciones de ácidos grasos volátiles en el medio.

Tabla 6: Composición del medio líquido

Reactor	pH	AGV (mgHAc/L)
R1	8,30-8,45	4329,0-11932,2
R2	8,35-8,65	4042,1-10103,4

Los valores de la **Tabla 6** reflejan la acumulación de AGV en el medio. Además, la determinación de la relación de alcalinidad en el día 15 de operación indica que se ha superado el umbral recomendado de ratio = 0,30, con valores de 0,44 (R1) y 0,35 (R2) (Pérez & Torres, 2011).

Por lo tanto, en base a estos indicadores, se infiere que los reactores entran en una fase de inestabilidad tras 15 días de operación, es decir, la digestión anaerobia (y en consecuencia, la producción de biogás) se vería comprometida.

Se propone que una de las causas pueda ser la inhibición de los procesos de digestión anaerobia por la presencia de nitrógeno amoniacal o amonio libre pues, en condiciones elevadas de temperatura (rango termófilo), pH y concentración de amonio (alrededor de 2,3 gN-NH₄⁺/L), existe una alta probabilidad de que se estén generando condiciones de inhibición para las poblaciones metanogénicas.

Con estos resultados se plantea una estrategia de recuperación para tratar de revertir la inestabilidad alcanzada adicionando HCl 1N, realizando bajadas de 0,4 unidades de pH en cada reactor a partir del día 20 de operación (Nielsen & Angelidaki, 2008). Sin embargo, tras 10 días sin alimentar los reactores y adicionando ácido no se observa mejora en la producción de biogás ni disminución significativa en la concentración de AGV. Es decir, esta estrategia no logró revertir la inestabilidad.

Tras 30 días de operación se establecen las siguientes condiciones de operación en los reactores:

Tabla 7: Condiciones de operación

Reactor	Temperatura (° C)	Adición de ácido	Consideraciones
R1	52	Si	Sin alimentación
R2	36	No	Cambio de inóculo

Etapa II: Operación en rango mesófilo

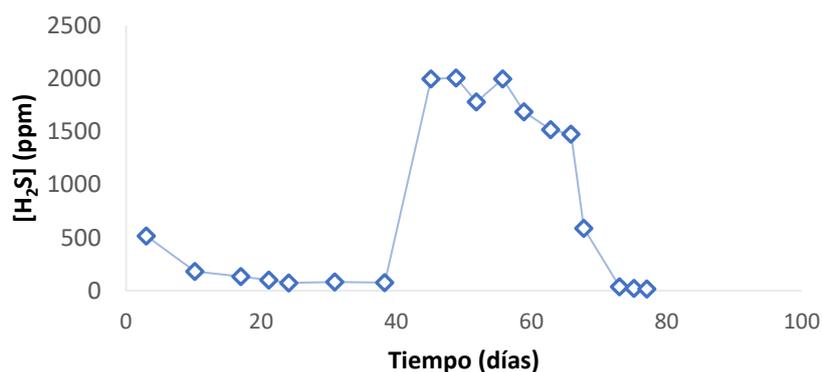
La composición del biogás obtenido en R2, aunque se mantuvo estable en esta etapa con valores de en torno al 71% para el CH₄ y del 21% de CO₂, aún está lejos de los valores estándares de biogás. El caudal se mantuvo entre valores de 1,2 y 2,1 L/d.

En relación a la descomposición de los sólidos, se observa que el contenido de ST y SV en el efluente es menor que el valor de entrada, reflejando eficiencias de degradación en términos de SV que rondan el 53%. La concentración de AGV se mantuvo en esta etapa en valores entre 256 y 620 mg/L, y la concentración de amonio entre 1400 y 2165 mgN/L.

Los valores de pH se mantuvieron en la zona alcalina, además la relación de alcalinidad no sobrepasó el valor indicado de R=0,30.

En cuanto a la concentración de H₂S en el biogás producido, destaca que hasta el día 39 no superaba las 250 ppm, por lo que se añadió el sulfato de sodio hasta alcanzar valores de 1500 ppm que permitieran analizar el efecto del adsorbente. La adición de sulfato de sodio trataba de aumentar la concentración de H₂S (inferior a 100 ppm) presente en el biogás para evitar que el efecto del adsorbente se viera comprometido. De forma inmediata se observa la reducción de la concentración de H₂S hasta valores de 2 ppm.

Figura 2: Variación de la concentración de H₂S en el R2 con el tiempo

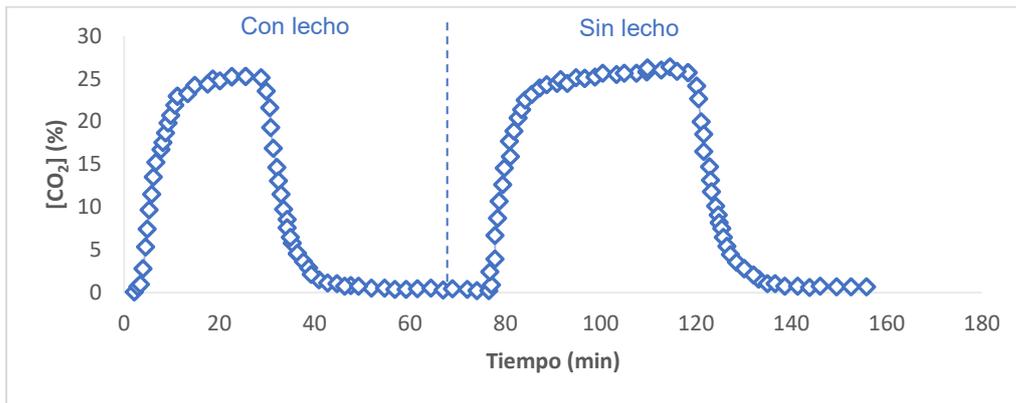


3.3 Capacidad de adsorción

Ensayos de adsorción de CO₂

Tras los dos experimentos consecutivos realizados empleando y retirando el lecho, se comprobó que el lecho de adsorbente no influye en la retención de CO₂.

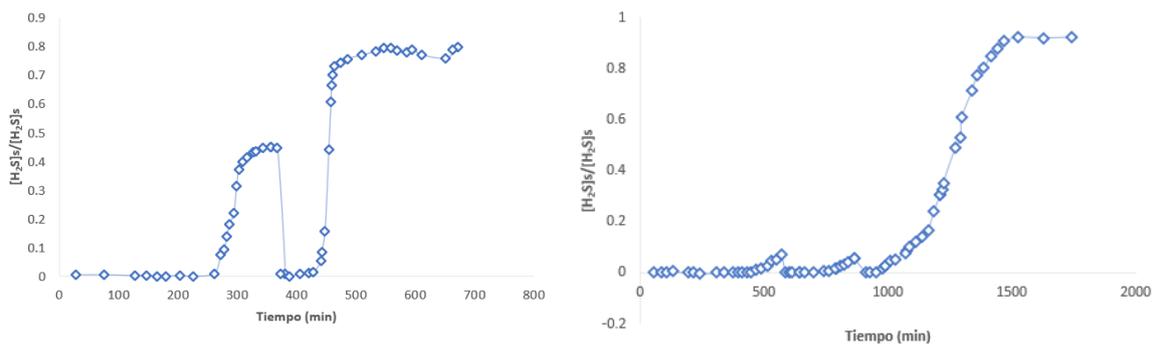
Figura 3: Variación de la concentración de CO₂ a lo largo del tiempo



Ensayos de adsorción de H₂S

Los resultados de los tres ensayos determinaron que el rango entre el que se encuentra la capacidad de retención del lecho está entre 1,15 y 1,97 g H₂S/kg_{lecho}.

Figura 4: Relación concentración de salida y entrada de H₂S frente al tiempo en el ensayo 2 y ensayo 3



4. Conclusiones

Buscar soluciones sostenibles y económicamente viables para la eliminación eficaz del H₂S en el biogás se ha convertido en un foco crucial de investigación, con el objetivo de mitigar impactos ambientales, garantizar su calidad y promover una transición hacia fuentes de energía más limpias.

La valorización de un residuo para ser usado en otro sector, como es el de la producción de biogás, supone un ejemplo de economía circular, permitiendo obtener beneficios medioambientales y económicos para ambas industrias, tanto la generadora del residuo como la receptora. El presente trabajo es una aproximación para evaluar el potencial del uso de estos óxidos de hierro en la desulfuración del biogás, en línea con los objetivos de desarrollo sostenible.

Se ha podido comprobar que la adición del material ferroso suministrado como adsorbente permite alcanzar la reducción de H₂S hasta valores de 2 ppm, si bien la causa de dicha disminución, es decir, el tipo de reacciones involucradas, no se ha podido establecer.

Como puede determinarse tras los tres ensayos realizados, la capacidad de adsorción del lecho se sitúa en un rango entre 1,15 y 1,97 gH₂S/kg_{lecho}. Esta variación se vincula con las

condiciones operativas y el diseño del lecho, sugiriendo la necesidad de optimización para mejorar la capacidad de adsorción.

Los parámetros que influyen en la capacidad de un material adsorbente están asociados con las propiedades intrínsecas del material, el sistema de operación y las condiciones operacionales, destacando factores como la composición del material, el tamaño de partícula, la sección transversal del sistema, la temperatura y otros aspectos operativos clave.

Tampoco se observaron cambios significativos en el proceso de digestión anaerobia tras la adición del producto en cuanto a la cantidad y composición del biogás generado, pH, concentración de sólidos u otros parámetros. Es decir, la estabilidad de estos parámetros clave en el proceso sugiere que la adición del producto no alteró el proceso de digestión y consecuente producción de biogás.

5. Referencias Bibliográficas

- Avci, H., Ghorbanpoor, H., Topcu, I. B., & Nurbas, M. (2017). Investigation and recycling of paint sludge with cement and lime for producing lightweight construction mortar. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(1), 861-869. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.01.009>
- Caposciutti, G., Baccioli, A., Ferrari, L., & Desideri, U. (2020). Biogas from Anaerobic Digestion: Power Generation or Biomethane Production? *Energies*, 13(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/en13030743>
- FAO. (2019). *Guía teórico-práctica sobre el biogás y los biodigestores: Proyecto para la promoción de la energía derivada de biomasa (UTF/ARG/020/ARG) - Colección Documentos Técnicos N° 12*. FAO. <https://www.fao.org/documents/card/en?details=CA5082ES/>
- Flotats Ripoll, X., & Fernández García, B. (2008). *Tratamiento anaerobio de residuos de la industria alimentaria*. 81-81. <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/97917>
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L. I., & Sales, D. (2007). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, 98(17), 3195-3203. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.008>
- Gao, Y., Yue, T., Sun, W., He, D., Lu, C., & Fu, X. (2021). Acid recovering and iron recycling from pickling waste acid by extraction and spray pyrolysis techniques. *Journal of Cleaner Production*, 312, 127747. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127747>
- Mamani, J., Llumipanta, F., Ramos, S., Rea, J., Alucho, J., Saltos, D., Llanos, F., & Jácome, C. (2021). Sistemas de producción de biogás: Fundamento, técnicas de mejora, ventajas y desventajas. *Agroindustrial Science*, 11(2), Article 2. <https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2021.02.14>
- Nielsen, H. B., & Angelidaki, I. (2008). Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. *Bioresource Technology*, 99(17), 7995-8001. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.049>
- Ortega Viera, L., Rodríguez Muñoz, S., Fernández Santana, E., & Bárcenas Pérez, L. (2015). Principales métodos para la desulfuración del biogás. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 36(1), 45-56.
- Pérez, A., & Torres, P. (2011). Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD*, 10(2), 41-52. <https://doi.org/10.25100/iyc.v10i2.2473>

Sun, C., Cao, W., Banks, C. J., Heaven, S., & Liu, R. (2016). Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: A study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 218, 1215-1223. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.082>

Xian-jin, F. (2008). Discussion on Correlation between Sulfur in Sludge and Hydrogen Sulfide in Biogas. *China Water & Wastewater*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Discussion-on-Correlation-between-Sulfur-in-Sludge-Xian-jin/719574570a6fcf2e3cb728dcb94bfd8507043ce1>

Xiao, C., Ma, Y., Ji, D., & Zang, L. (2017). Review of desulfurization process for biogas purification. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 100, 012177. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/100/1/012177>

**Comunicación alineada con los
Objetivos de Desarrollo
Sostenible**

