

Avances Con Tecnología ATAD Para La Digestión De Lodos En Pequeñas Poblaciones: Operación y Costes

Dios Pérez, Manuel. Dpto. de Ingeniería Química de la Universidad de Córdoba
López Torrico, Pablo. Empresa Provincial de Aguas (EMPROACSA)
Seoane Santiago, José Manuel. Empresa Provincial de Aguas (EMPROACSA)

SUMARIO

En un contexto con el coste de la energía al alza, donde las restricciones en vertedero prohíben el depósito de lodos de EDAR y los tratamientos con calor pierden relevancia, los tratamientos biológicos de los lodos de depuradora cobran mayor importancia porque permiten la estabilización del producto y permiten una aplicación agronómica segura. Teniendo en cuenta que la digestión anaerobia está recomendada para poblaciones con más de 50.000 habitantes equivalentes para que los costes de inversión y mantenimiento sean razonables, es evidente que se hace necesaria una alternativa para pequeñas comunidades. La tecnología de digestión aerobia termófila autosostenida (ATAD) podría cumplir con este papel en poblaciones entre 5.000 y 50.000 habitantes-equivalentes. Las ventajas que tradicionalmente se han argumentado para esta tecnología son: la reducción del volumen, el bajo consumo de energía y coste, pequeño volumen del reactor, simple en su operación y finalmente, la higienización del lodo, cumpliendo los estándares de seguridad microbiológica para su aplicación agronómica (IV Propuesta de la Directiva Europea de lodos).

Para poner de manifiesto estas ventajas y sus inconvenientes, Aguas de Córdoba ha desarrollado una línea de investigación a escala piloto. Los experimentos desarrollados en un reactor de 0,4 m³ con un sistema de inyección de aire tipo Venturi han permitido hasta el momento definir las mejores condiciones de operación; un tiempo de residencia hidráulico de 7 días y una concentración de oxígeno de 0,5 mg O₂/L, que logran mantener la temperatura entre 55°C y 70°C, la higienización de la mezcla y la eliminación de hasta un 40 % de sólidos totales en el lodo. En segundo lugar ha permitido estudiar la calidad agronómica del producto resultante, caracterizado por una mayor estabilidad del producto evaluada mediante respirometría, menor contaminación microbiológica, y por último, un contenido en metales pesados muy parecido al lodo sin tratamiento. También al tratarse de un proceso conservativo en cuanto al nitrógeno, el producto mantiene todo su poder fertilizante.

Haciendo un análisis de costes somero, las operaciones más costosas en la gestión actual del lodo son la recogida-gestión del fango deshidratado (9 €/t), que de forma general va destinado a la aplicación agronómica y el consumo de polielectrolito (4 €/t). En el caso del tratamiento mediante ATAD se ha constatado un incremento del consumo de polielectrolito en un 26% en el fango digerido, a lo que hay que sumar el coste de energía, que en su totalidad podemos estimar entre 9 y 15 KWh/m³, por otra parte, existe un ahorro en la gestión final del fango debido a la eliminación de materia orgánica (como valor más conservador podemos tomar una reducción del 20%). En una provincia como la de Córdoba (sin incluir la capital), donde la producción de lodos se estima en alrededor de 40.000 toneladas/año, la gestión actual supone 12,94 €/t, mientras que la estimada para el tratamiento ATAD en un posible escenario futuro sería de 19,45 €/t en la que habría que tener en cuenta la mencionada reducción del fango, entre el 20% y 40% para los digestores más eficaces.

A pesar del incremento de coste hay que recalcar en la idea de que ahora el producto cuenta con un valor añadido que no tiene en ausencia de un tratamiento avanzado y que contribuye al objetivo de prevención ambiental y la seguridad alimentaria.

PALABRAS CLAVE

Fangos, Digestión Aerobia Termófila Autosostenida, ATAD, Estabilización, eliminación de SV, costes.

INTRODUCCIÓN

El proceso de depuración de las aguas residuales supone retirar de las aguas aquellos contaminantes presentes para cumplir los objetivos de la *Directiva 91/271/CE sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas* y aquellas otras normas complementarias que de forma particular puedan afectar en nuestra región. En primer lugar, mediante procesos mecánicos se eliminan del agua: residuos sólidos, grasas y arenas que son retiradas por un gestor autorizado y destinados a vertederos, ya sean de Residuos Sólidos Urbanos y asimilables (basuras y grasas) o de Inertes (en el caso de las arenas). A continuación, en el tratamiento secundario o proceso biológico, se genera la mayor cantidad de residuos del proceso. En esta descontaminación del agua se producen aproximadamente 0,25 kg de materia seca de lodo por cada metro cúbico de agua depurada.

Estos lodos, también denominados fangos o biosólidos, son los residuos más problemáticos en la EDAR, un residuo semisólido (75% de agua), con alto contenido en materia orgánica (70% s.m.s.) y en nitrógeno (3-5% s.m.s.), presencia de metales pesados (que depende de la influencia de las aguas industriales) y un elevado contenido en microorganismos patógenos.

Desde hace décadas, la aplicación directa al terreno fue la práctica habitual para deshacerse de este residuo, una práctica no exenta de riesgos para el suelo y los cultivos, sin embargo, el *Real Decreto 1310/1990 de utilización de lodos de depuración en el sector agrario* endurece las condiciones para la aplicación agrícola de lodos al terreno, prohibiendo la aplicación directa y limitando el contenido en metales pesados que puede contener. En los noventa, era práctica habitual el depósito en vertedero pero los retos impuestos por la *Directiva 1999/31/CE del Consejo, relativa al vertido de residuos*, prohíbe la eliminación del lodo por esta vía, lo que hace que la aplicación agrícola cobre una mayor relevancia.

Hoy día, el tratamiento de los lodos en la mayor parte de los casos, se hace principalmente con compostaje/estabilización aerobia (50%), y secado térmico (30%), el resto de tecnologías son minoritarias e incluyen almacenamientos prolongados, el secado a intemperie, secado solar, estabilización con cal, etc. (Martín Montaña, 2011).

En cuanto a su destino final, su empleo en usos agrícolas y paisajismo, supone el 80%, mientras que la valorización en cementeras supone un 2,5%, la incineración 5,5% y el de vertedero controlado un 12 % (Martín Montaña, 2011).

Una buena gestión de los residuos, supone eliminar situaciones de riesgo ambiental, sin embargo, ya sea para aplicación agrícola o en el depósito en vertederos, la situación es francamente mejorable. En este sentido y en un contexto donde la seguridad alimentaria comanda gran parte de las decisiones de política ambiental, la Comisión Europea trabaja

desde hace más de una década para que los lodos que se apliquen al terreno no tengan riesgo alguno para la calidad del mismo ni para los productos de consumo que se van a producir en éstos (*propuesta de Directiva, de 30 de Abril de 2003*).

Para alcanzar este objetivo, el producto resultante debería:

1. Cumplir un límite de concentración de metales más restrictivo.
2. Garantizar la ausencia de contaminación microbiológica de microorganismos patógenos (<1000 UFC de *Escherichia Coli*/g m.s., reducción de 4 log y < 3000 esporas de *Clostridium perfringens*/g m.s. y ausencia de *Salmonella* en 50 g m.f.),
3. Asegurar la estabilidad biológica del residuo (reducir su fermentabilidad).
4. Alcanzar la eliminación de compuestos orgánicos persistentes que por su estabilidad no se eliminan con facilidad (muchos de éstos son los llamados compuestos emergentes que llegan a las aguas como productos de deshecho de la industria, aceites, detergentes, medicamentos, etc.)

Cabe destacar que los límites para los microorganismos patógenos y algunos metales son muy restrictivos, lo que ha suscitado múltiples foros de debate y grupos de trabajo a nivel europeo sobre la posibilidad de alcanzar con garantías éstos niveles y a qué coste, un hecho que alarga la publicación definitiva de la Directiva. Su posible entrada en vigor hace que tengamos que avanzar en los tratamientos, evolucionando hacia aquellos más avanzados como son: el compostaje en pilas volteadas o en túneles (>55°C), el secado térmico (>80°C), otros tratamiento con calor, estabilización con cal (pH>12,6) y la digestión anaerobia o aerobia a una temperatura no inferior a 55°C durante al menos 4 horas de digestión en régimen de mezcla completa.

Con el objetivo de ir avanzando en este sentido, EMPROACSA viene trabajando en los últimos dos años en un sistema avanzado de digestión aerobia termófila autosostenida (*ATAD, Autoheated Thermophilic Aerobic Digestión*) con el fin de poder someter a los lodos, procedentes de EDAR urbanas de la Provincia de Córdoba a una estabilización e higienización para su incorporación al suelo con las garantías sanitarias que prevé la futura Directiva Europea. En el proceso, la reacción biológica es automantenida, y por sí misma es capaz de elevar la temperatura hasta los 65°C, logrando además de higienizar los lodos, reducir el volumen final de lodos que habrá que gestionar (con rendimientos de eliminación de materia orgánica de hasta el 40%).

MATERIAL Y MÉTODOS

Para poner de manifiesto estas ventajas y sus inconvenientes del sistema de digestión aerobia termófila (ATAD), Aguas de Córdoba ha desarrollado una línea de investigación a escala piloto. Esta planta piloto, ha sido instalada en la estación depuradora de un municipio de 4.500 hab-eq., que trabaja mediante un sistema de aireación prolongada de baja carga con turbinas.

Los experimentos se han llevado a cabo en un reactor de 0,42 m³ de volumen útil equipado con un sistema de inyección de aire tipo Venturi, que consigue simultáneamente dos objetivos: la agitación de la mezcla y la aireación del lodo utilizando una bomba de tornillo. Cuenta con un sistema de control de espumas por aspiración del aire en el límite superior que además actúa precalentando el aire que se introduce en el sistema. La maniobra de carga se realiza diariamente, una vez realizada la correspondiente purga, y dejando 24 horas de digestión (*semibatch*).

Las variables que se han monitorizado han sido: pH, conductividad, potencial redox, concentración de oxígeno, presión de recirculación de la mezcla, demanda química de oxígeno (DQO), demanda química de oxígeno soluble (DQO_{soluble}), temperatura (T^a), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos minerales (SM) y metales, todos ellos determinados acorde a los métodos de la APHA. En el análisis microbiológico se han determinado: coliformes totales, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *Salmonella typhi* y *Salmonella spp.*

RESULTADOS Y DISCUSION

Operación e Higienización

Haciendo unas consideraciones respecto a la materia prima, se ha comprobado que el fango requiere de una necesaria fase de espesamiento capaz de elevar la concentración de sólidos volátiles al menos hasta 24 g/L. Aquellos lodos con una concentración inferior tienen dificultad para elevar y mantener la temperatura. Por otra parte, también se ha considerado que la proporción SV/ST debe estar equilibrada, en torno al 55%, si bien esta relación (T^a vs ratio SV/ST) no tiene la misma importancia que la anterior (T^a vs SV). Por tanto, una insuficiente etapa de espesamiento, como una elevada edad del fango, provocaba que la materia prima en el influente no fuera la adecuada, dificultándose la elevación de la temperatura. La presión de recirculación, que también aparece en la Figura 1, es una medida indirecta del aporte de aire al sistema.

En líneas generales se puede decir que se produce el fenómeno de higienización por la elevación de la temperatura debido a la oxidación de la microbiota presente, este fenómeno conlleva la lisis celular y la liberación a la fase acuosa de materia orgánica soluble de difícil separación, lo que se traduce en que gran parte de la DQO que es solubilizada pero no eliminada vuelve a cabecera de planta con el escurrido del proceso de deshidratación.

La Figura 2 representa la puesta en marcha de un reactor ATAD, poniendo de manifiesto la rápida elevación de la temperatura con aporte de oxígeno y con una concentración en SV de 23 g/l. Cabe destacar la rápida puesta en marcha del sistema con un incremento de temperatura de 1,75 °C/hora durante el primer día, a partir del cual se repiten los episodios de purga y recarga cada 24 horas. Nótese que durante esta maniobra se produce una caída de la temperatura que puede ser de entre 4 y 8 °C, siendo deseable que la mezcla no baje de 55°C para cumplir los objetivos de higienización. En la misma figura se observa como el lodo tratado tiene un contenido en materia orgánica muy inferior, resultado de la digestión aerobia termófila. En la figura de la izquierda está representada la concentración de oxígeno, potencial redox y evolución del pH para el mismo experimento. El nivel de oxígeno que se sitúa en torno a 0,5 mg/l permite alcanzar un nivel de oxidación de la materia orgánica suficiente aunque no completo. El pH evoluciona a valores ligeramente alcalinos propios de sistemas de oxidación aerobia, y el potencial redox indica un alto consumo de oxígeno durante el arranque del reactor (día 1), esta situación se mantiene durante la primera quincena (-400 mV, condiciones anaerobias), a partir de entonces se observan valores más altos de potencial Redox (-200 mV), más usual en condiciones aerobias.

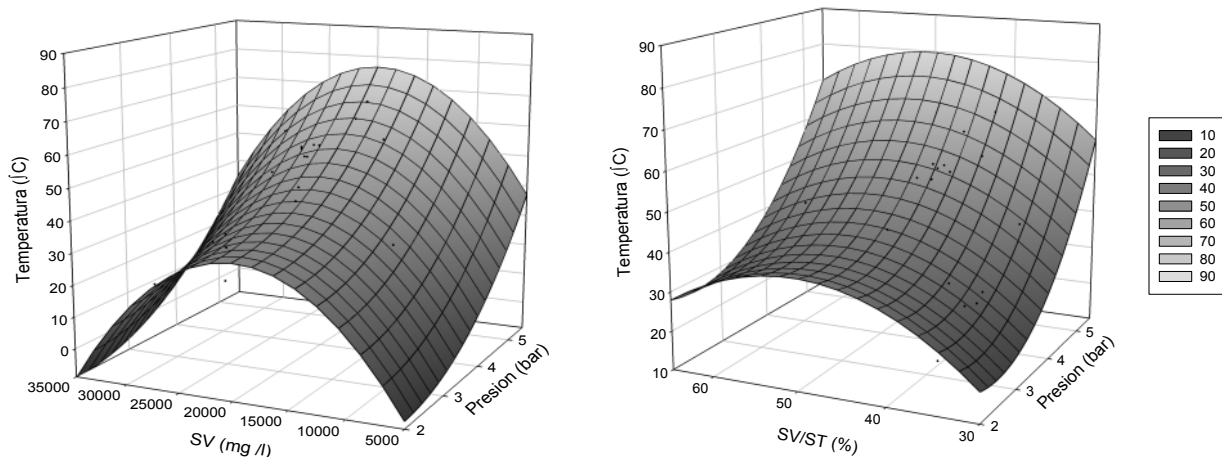


Figura 1. Temperatura como función de la concentración de SV y la presión de recirculación (izquierda) y Temperatura como función del ratio SV/ST y presión de recirculación (derecha)

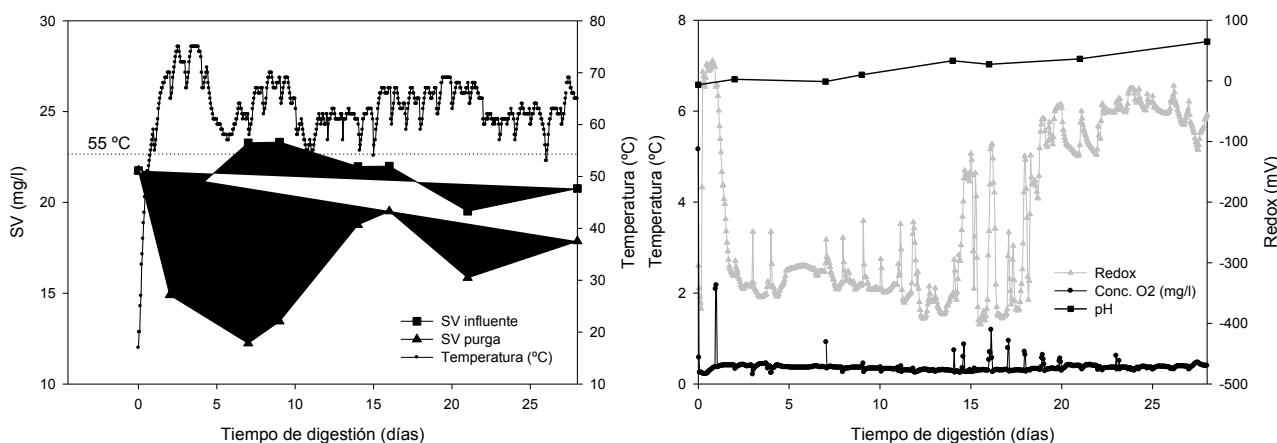


Figura 2. Evolución de la temperatura y sólidos volátiles durante la digestión (izquierda). Evolución del pH, potencial Redox y concentración de oxígeno durante la digestión (derecha)

En la Figura 3 se observa la evolución de las variables estudiadas para un experimento con TRH de 7 días, una vez alcanzado el estado estacionario a los 20 días. El pH se eleva hasta un 14%, la conductividad un 200%, como también lo hace la $DQO_{soluble}$. Esto último es debido a la elevada solubilización de la materia orgánica, que unido a la imposibilidad de proveer suficiente oxígeno para estabilizarla hace que los valores de $DQO_{soluble}$ sean muy altos y por tanto también las sales presentes, que elevan la conductividad de la fase acuosa, llegando a triplicar su valor. La eliminación de materia orgánica o rendimiento de eliminación se ha calculado como el porcentaje de variación con respecto a la materia orgánica del influente, llegando a alcanzar un rendimiento de eliminación del 34% al cabo de 20 días. Finalmente se representa el ajuste experimental para la eliminación de los microorganismos indicadores y observamos que para este grupo de variables el estado estacionario se alcanza con mayor antelación (10 días), dado que la elevación de temperatura se realiza muy rápido y tiene efecto letal sobre éstos. La eliminación es más eficaz para las bacterias coliformes y *Escherichia coli*, y menos eficiente para *Clostridium perfringens*, si bien con este indicador se permitiría su presencia hasta 3.000 esporas de *C.perfringens* por gramo de materia seca, no así en el caso de *Salmonella spp.*, que una vez alcanzado el estado estacionario, sí estuvo ausente.

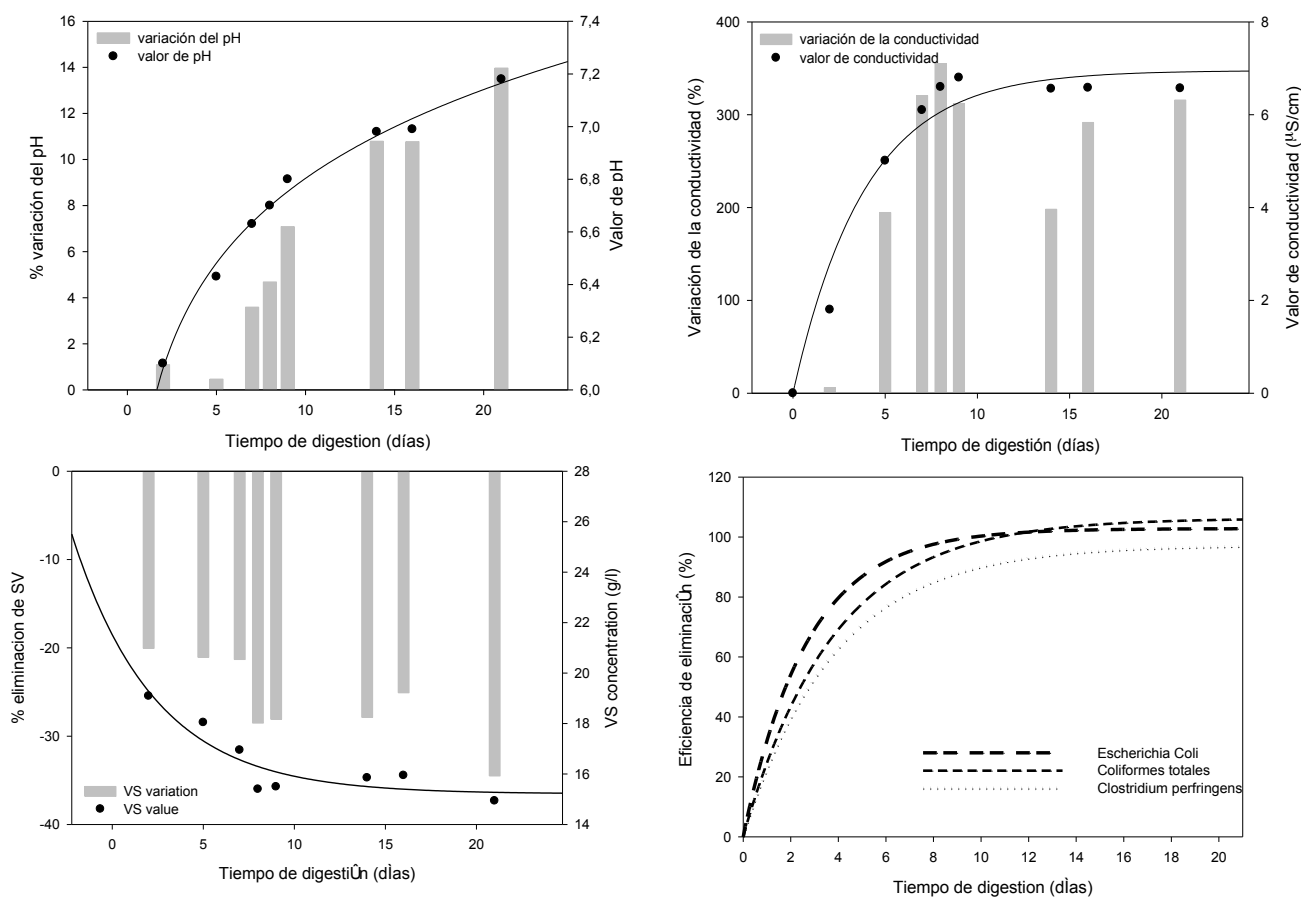


Figura 3. Evolución del pH durante la digestión (arriba izquierda), evolución de la conductividad (arriba derecha), degradación de los sólidos volátiles (abajo izquierda) y eliminación de patógenos durante la digestión (abajo derecha)

Se han realizado diferentes experimentos para TRH de 14, 9, 8, 7 y 6 días (Figura 4), todos ellos por duplicado, dichos experimentos se mantuvieron hasta el estado estacionario entre 20 y 90 días. Las variables pH, conductividad, DQO y DQO_{soluble} y SV fueron entonces analizadas para cada uno de los experimentos realizados. Elegir el TRH de trabajo supone llegar a una situación de compromiso: a la vista de los resultados, menor TRH conlleva mayor destrucción de materia orgánica, aunque no siempre se alcanzaron los objetivos de higienización. Sólo los experimentos con TRH de 7 y 8 días, higienizaron correctamente, mientras que el resto, con mayor o menor TRH lo hicieron sólo en ocasiones, o con deficiencia en alguno de los patógenos analizados, el motivo principal, la escasa elevación de la temperatura o su inestabilidad. Por ello, el TRH de 7 días se ha considerado como el TRH más adecuado dentro del rango estudiado, aún siendo ligeramente menos eficiente en la eliminación de materia orgánica que el de 6 días, que no higienizó adecuadamente ($T_{max}^a = 56^{\circ}C$). Las temperaturas máximas alcanzadas con tiempos de residencia considerablemente mayores, 9 y 14 días, no alcanzaron temperaturas termófilas y su desarrollo en el rango mesófilo ($30^{\circ}C$ y $36^{\circ}C$ respectivamente) hizo que fueran poco eficientes en la eliminación de materia orgánica y en la higienización de microorganismos patógenos (Dios Pérez y colaboradores, 2012a).

Sin perder de vista el objetivo principal del trabajo, la higienización del fango para su aplicación segura como enmienda orgánica, hay que considerar de que en paralelo, ocurre la eliminación de materia orgánica y que puede suponer una considerable reducción del fango que habrá que gestionar. En un momento, con los costes de gestión y

transporte cada vez altos, esta variable también es muy interesante, añadido al valor ambiental que adquiere ahora el producto, estabilizado, con garantía sanitaria y que cumpliría los requisitos de la futura Directiva Europea en materia de aplicación de lodos.

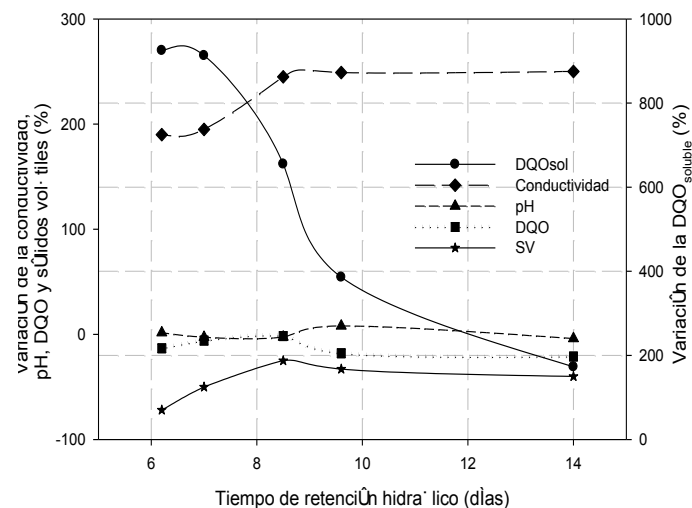


Figura 4. Variación de la DQO, DQO soluble, pH, SV y conductividad durante el estado estacionario para experimentos con diferente TRH

Evaluación Agronómica

El producto resultante muestra una adecuada estabilidad que fue comprobada mediante respirometría, alcanzando un consumo acumulado de oxígeno inferior a 48 mg O₂ /g SV·día, umbral de estabilización para fango deshidratado (WERF/WEF, 2002), en comparación con el valor de 60 mg O₂/g SV·día que obtuvo el lodo sin tratar.

La caracterización de metales, reveló que el lodo deshidratado cumple con los valores límite del Real Decreto 1310/1990 y los del borrador de la Directiva Europea, si bien la concentración en metales durante el proceso de digestión aumentó ligeramente su concentración en el fango deshidratado: Níquel (2%), Cadmio y Plomo (5%), Cobre y Cinc (13%), Cromo (30%), un hecho natural paralelo a la eliminación de la materia orgánica. Sin embargo, la baja concentración de metales en este lodo, típica de aguas residuales sin aportes de la industria, hace que no se comprometa su viabilidad como enmienda orgánica (Dios Pérez y colaboradores, 2012b).

Finalmente, el fango conserva todo su potencial como enmienda al tratarse de un proceso conservativo en nitrógeno, ya que los procesos de nitrificación y desnitrificación a estas temperaturas tan elevadas están inhibidos (Juteau, 2006). En cuanto al contenido en sodio, potasio, hierro y magnesio hay resultados dispares y parte de éstos podrían solubilizarse a la fase soluble y pasar al escurrido que retorna a cabecera de la EDAR.

Análisis de Costes

Una vez vistas las ventajas e inconvenientes de esta tecnología quedaría por abordar la parte económica del proceso, realizando un análisis de costes somero. La provincia de Córdoba, excluida la capital (328.841 habitantes), cuenta con 74 municipios y 475.657 habitantes (INE, 2012). De éstos, 41 municipios cuentan con depuración de aguas residuales y Aguas de Córdoba gestiona las depuradoras de 32 de estos municipios. La cantidad de fango anual generado en las depuradoras que gestiona Aguas de Córdoba asciende a 17.300 toneladas, y la producción total en la provincia (excluida la capital), se estima en 40.000 toneladas en un escenario futuro.

En la actualidad la operación más costosa en la línea de fangos es la retirada y gestión de este residuo, en segundo lugar, el consumo de polielectrolito. Se ha comparado esta situación con un escenario en el que todo el fango es tratado mediante digestión aerobia termófila, sin tener en cuenta gastos de implantación de la infraestructura. Para este segundo escenario se han considerado las siguientes particularidades: (a) Consumo energético para la higienización y estabilización del fango, (b) Incremento en el consumo de polielectrolito para la deshidratación, (c) Reducción en la producción de lodo.

Cabe destacar que el mero hecho de realizar tratamiento supone un incremento de los costes, si bien, hay que tener en cuenta el valor añadido de este producto en este segundo escenario con respecto a los costes ambientales de un producto no estabilizado así como los riesgos sanitarios para un producto no higienizado en el escenario actual.

Actualmente, el fango producido, con una media del 24 % de materia seca, recibe un tratamiento de estabilización aerobia antes de su aplicación agronómica. En la Tabla 1 se presenta un resumen de los dos costes principales de esta situación, el consumo de polielectrolito y el coste derivado de la retirada y gestión.

Tabla 1. Análisis del coste de gestión del fango

<i>Producción de fango (Provincia de Córdoba)</i>		
Fango deshidratado (24% m.s.)	t (m.f.)	40.000
	t (m.s.)	9.600
Fango espesado (3,2% m.s.)	t (m.f.)	300.000
<i>Consumo y coste de polielectrolito</i>		
Dosificación (10,5%) sobre fango espesado	t	31.500
Consumo de reactivo (2,5 g/litro)	t	78,75
Coste (2 € / kg polielectrolito)	€	157.500
Coste unitario	€/t fango m.f.	3,93
<i>Retirada y gestión</i>		
Coste	€	360.000
Coste unitario	€/t fango m.f.	9,00
Coste total	517.500 €	(12,94 €/t)

(m.f.: materia fresca; m.s.: materia seca).

En la Tabla 2 un análisis similar con el tratamiento ATAD, nótese que el proceso de digestión consigue una reducción en los sólidos totales debido a la reducción de los sólidos volátiles. El fango deshidratado como ya se ha comentado cuenta con una peor deshidratabilidad, de forma que gastamos más cantidad de polielectrolito y el fango tiene un mayor contenido en humedad (22% m.s. como valor medio), esto hace que el consumo de polielectrolito sea mayor para este caso. Por el contrario, en la partida correspondiente a la retirada y gestión existe un ahorro del coste, derivado de un menor volumen a gestionar. Finalmente el coste de la energía es el que más interés puede tener.

Como método de cálculo para las necesidades energéticas se ha tenido en cuenta un valor teórico y uno práctico. El primero esta basado en la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la materia orgánica (1,42 kg O₂/Kg de SV) y en el valor teórico de energía para suministrarlo (2 kg O₂/KWh) (EPA, 1990). Por otro lado, la estimación experimental se basa en un valor de 8,5 Kwh/m³ de fango (Lasheras y colaboradores, 2012) medido en diferentes instalaciones industriales. A falta de otros datos para contrastar y debido a que el valor experimental supera en más del doble al valor teórico, se ha tomado el valor medio de ambas estimaciones como base de cálculo para nuestro estudio. Se ha desestimado realizar este cálculo con los valores experimentales de la planta piloto porque la cuantificación energética es mucho más elevada que la de estos valores tomados de instalaciones industriales.

Si tenemos en cuenta los costes de implantación la cuestión se encarece. Para tratar el fango espesado generado de la Provincia (821,9 m³/día) con un TRH de 7 días se tendría

que construir un volumen de reactores equivalente a 5.753 m³. Dado la dispersión de las instalaciones en el territorio de la Provincia y considerando los costes de transporte, se plantearía su ubicación en la mayoría de las plantas, con salvedad de aquellas más pequeñas, en la que se optaría por la concentración del fango espesado en la EDAR más cercana. Esto hace que el modelo sea el de pequeños digestores ATAD (aproximadamente 30 m³), salvo en las plantas de más de 15.000 hab-eq. que contarían con unidades mayores. Para esta escala, el coste de una instalación se ha estimado en 173.000 euros basado en proyecto real. Con esta base de cálculo, el coste de amortización de la infraestructura a nivel provincial (25 años, 5%) sería de 0,06 €/m³ agua tratada.

Tabla 2. Análisis del coste de gestión del fango en el escenario con tratamiento ATAD

<i>Producción de fango</i>		<i>Lodo</i>	<i>Lodo tratado</i>
Fango espesado	t (m.f.)	300.000	300.000
Sólidos totales	%	3,2	2,56
Fracción volátil (SV/ST)	%	65	60,4
Humedad del fango deshidratado	%	-	22
Balance de masas			
Cantidad de ST	t (m.s.)	9.600	7.680
Cantidad de SV	t (m.s.)	6.240	4.639
Consumo y coste de polielectrolito			
Dosificación (13,25%) sobre fango espesado	t		39.750
Consumo de reactivo (2,5 g/litro)	t		99,4
Coste (2 € / kg polielectrolito)	€		198.750
Fango deshidratado	t		34.909
Coste unitario	€/t fango m.f.		5,69
Retirada y gestión			
Coste	€		314.181
Coste unitario	€/t fango m.f.		9
Energía			
SV digerido	t		1.601
Demanda de oxígeno	kg O ₂ /Kg SV		1,42
Necesidades de oxígeno	Kg de O ₂		2.273.818
Consumo de energía por O ₂ aportado	Kg de O ₂ /KWh		2
Requerimiento energía teórico	KW·h		1.136.909
Requerimiento energía experimental	KW·h		2.550.000
Coste de energía estimado (0,09 €/KW·h)	€		165.911
Coste unitario	€/t fango m.f.		4,75
Coste total		678.842 €	(19,45 €/t)

(m.f.: materia fresca; m.s.: materia seca).

CONCLUSION

Esta tecnología permite, en primer lugar alcanzar la reducción de patógenos a la que se aspira a medio plazo en Europa, para la aplicación segura de lodos en agricultura, un hecho que cobra mayor importancia con las últimas crisis de contaminación en alimentos. En segundo lugar permite una estabilización de la materia orgánica, evitando efectos indeseables en el suelo, como el "hambre de nitrógeno" o el autocalentamiento de la capa arable, también mantiene intacto su capacidad nutricional para las plantas.

Desde el punto de vista operacional es simple de operar, requiere poco personal y es de fácil automatización, lo que la convierte en una tecnología recomendable para estaciones depuradoras de menos de 50.000 hab-eq, donde la implantación de una planta de biogas no sería tan recomendable.

En cuanto a su coste de explotación, existe una diferencia de 6,5 €/t, sin embargo, hay que profundizar en la idea de que el producto cuenta con un valor añadido que no tiene en

ausencia de un tratamiento que estabilice e higienice el producto, se trataría por tanto de internalizar los costes ambientales de aquellos fangos con riesgo de contaminación ambiental y seguridad alimentaria; sin embargo la dificultad de cuantificar estas repercusiones ambientales o el desconocimiento del precio de mercado del bien ambiental dificultan esta labor.

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo es fruto del convenio de colaboración “*Acondicionamiento y reutilización de lodos procedentes de depuradoras de aguas residuales de la Provincia de Córdoba*” entre el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Córdoba y Aguas de Córdoba. Los autores también quieren hacer un reconocimiento al apoyo técnico y humano de ACCIONA-Agua en estas investigaciones.

REFERENCIAS

APHA (1998); Standard Methods for the examination of water and wastewater; APHA, 20th ed., Washington DC.

Dios M., Seoane J.M., Rancaño A., Martín M.A., Chica A.F., Martín A. (2012a); Acondicionamiento de lodos de depuradoras de aguas residuales de la Provincia de Córdoba; Infoenviro, Abril 2012; 77-82.

Dios M., Seoane J.M., Rancaño A., Martín M.A., Chica A.F., Martín A. (2012b); Treatment of sewage sludges by technology ATAD, an approximation to its agronomic evaluation; Abstracts of International Congress of Chemical Engineering; Sevilla, T7-026.

EPA U.S. (1990); Environmental Regulations and Technology: Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Municipal Wastewater Sludge. Risk reduction Engineering Laboratory and the Center for environmental Research Information U.S. Cincinnati; Ohio, 45268.

Juteau P. (2006); Review of the use of aerobic thermophilic bioprocesses for the treatment of swine waste; Livestock Science, 102; 187-196.

Lasheras A.M., Sobrados L., García J., Gómez J. (2012); Digestión aerobia termófila autosostenida (ATAD) en dos escenarios con higienización y diferentes grados de estabilización; Ingeniería Civil, 168; 51-59.

Martín Montaña A. (2011); Gestión de lodos de depuración en las comunidades autónomas de España: producción, tratamiento y destino; Tecnología del agua, 326; 24-28.

WERF/WEF (2002); Developing Protocols for Measuring Biosolids Stability; IWA Publishing.