

# ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EDARS CON BIODISCOS. EVALUACIÓN DE LA FORMACIÓN DE ESTRUVITA

**De La Cruz Vera, Marta** - Universidad de Córdoba (Grupo FQM-215)  
**López Torrico, Pablo** - Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA)  
**Seoane Santiago, José M** - Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA)

## SUMARIO

El alcance del buen estado ecológico en las masas de agua y ecosistemas asociados, establecido por la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) como uno de los principales objetivos a conseguir para el año 2015, está propiciando el aumento del número de zonas consideradas como “sensibles”. Por otra parte, el uso posterior del agua es otro factor que influye de manera directa en la calidad requerida para el agua depurada. Esto hace necesaria una mejora y adaptación constante de los sistemas de depuración para cumplir los requisitos exigidos a los vertidos de aguas depuradas por los Organismos de Cuenca, siendo el establecimiento de valores límite para los niveles de nitrógeno y fósforo uno de ellos.

En plantas depuradoras diseñadas para tratar vertidos procedentes de grandes aglomeraciones, los sistemas de depuración empleados suelen poseer una mayor flexibilidad operacional que en plantas proyectadas para depurar aguas procedentes de pequeñas poblaciones. Este hecho, junto con la menor capacidad económica para hacer frente a grandes inversiones, dificulta el margen de maniobra en estas últimas.

Los biodiscos son uno de los sistemas de tratamiento secundarios intensivos más utilizados debido a las ventajas que aportan. Sin embargo, la adaptación de instalaciones ya existentes para la reducción de los niveles de nitrógeno y fósforo resulta complicada debido a la poca flexibilidad de operación que presentan. La disminución de los niveles de fósforo puede realizarse por precipitación química con sales de hierro y aluminio. Sin embargo, la reducción de nitrógeno es más compleja, al llevarse a cabo mediante tratamientos biológicos de nitrificación y desnitrificación, en los que es necesaria la presencia de varias unidades de tratamiento, condiciones de aireación concretas y/o bajas cargas orgánicas. Como alternativa, se están llevando a cabo diversas investigaciones para la eliminación conjunta de ambos en forma de amonio y fosfato mediante precipitación en forma de estruvita (fosfato amónico magnésico).

Aguas de Córdoba, mediante un convenio de colaboración con la Universidad de Córdoba, está llevando a cabo un proyecto de investigación para la reducción de los niveles de nitrógeno y fósforo en aguas depuradas en EDARs con biodiscos como tratamiento secundario.

Tras una evaluación inicial de las distintas opciones encontradas en la bibliografía sobre nuevos procedimientos para eliminar ambos nutrientes en aguas residuales en general, y en sistemas de biodiscos en particular (Lucena *et al.*, 2012), se ha optado por enfocar el estudio hacia la formación de estruvita. Previamente se ha tenido en cuenta que aunque en plantas con varios sistemas de biodiscos la flexibilidad operacional es mayor, pudiendo investigarse la eliminación de nitrógeno mediante procesos biológicos, en aquellas plantas con un único sistema de biodiscos la reducción del mismo es muy limitada.

Para ello, se ha realizado el análisis de las características de las aguas residuales obtenidas en las distintas plantas objeto de investigación, así como pruebas a nivel de laboratorio para optimizar los distintos factores que afectan al proceso de formación y precipitación de estruvita. Como resultado, se ha obtenido un 68% de eliminación de nitrógeno amónico, con valores finales de nitrógeno total próximos al exigido por la legislación. Sin embargo, en lo referente al fósforo, debido a la necesidad de su presencia para la formación de estruvita, se obtuvieron concentraciones finales superiores a las iniciales, debiendo ser posteriormente eliminado mediante precipitación química convencional.

## PALABRAS CLAVE

Aguas residuales, eliminación de nutrientes, nitrógeno, fósforo, estruvita, biodiscos.

## INTRODUCCIÓN

La eliminación de nutrientes de las aguas residuales, concretamente nitrógeno y fósforo, previo a su vertido está cobrando un gran protagonismo debido al aumento de las zonas consideradas “sensibles” para la protección del medioambiente (Directiva Marco del Agua (2000/60/CE). Para el caso concreto de aglomeraciones inferiores a 2000 habitantes equivalentes, la Directiva 91/271/CEE (transpuesta al ordenamiento jurídico español por el R.D. Ley 11/95 y R.D. 509/96, modificado por el R.D. 2116/98) no fija un valor máximo de concentración, sino que establece que en ellas se deberá aplicar un “tratamiento adecuado”, considerado éste como cualquier proceso y/o sistema de eliminación en virtud del cual, después del vertido de dichas aguas, las aguas receptoras cumplan los objetivos de calidad y las disposiciones pertinentes de ésta y las restantes Directivas comunitarias. En la mayoría de las ocasiones, este “tratamiento adecuado” equivale a aplicar los valores fijados por la Directiva para vertidos de aguas residuales en zonas sensibles para poblaciones inferiores a 100.000 habitantes equivalentes, es decir, valores de concentración máximos para nitrógeno y fósforo de 15 y 2 mg/l o porcentajes de reducción entre el 80 y el 70-80% respectivamente.

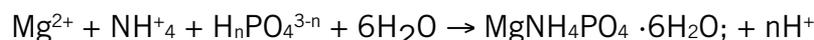
Estos objetivos son abarcables para EDARs de nueva construcción y/o de aglomeraciones medianas/grandes con sistemas de tratamiento versátiles. Sin embargo, la adaptación de aquellos diseños planteados para pequeñas poblaciones, en los que inicialmente no era necesario tener en cuenta la eliminación de nutrientes, supone un gran reto. Esta limitación queda especialmente patente en aquellas EDARs con sistemas de biodiscos como tratamiento secundario, en las que el proceso de eliminación de nutrientes está muy limitado. La reducción del fósforo en el vertido final puede lle-

varse a cabo por precipitación química, mientras que la disminución del nitrógeno es más dificultosa, ya que generalmente se realiza por procesos biológicos para los que se requieren varias unidades de tratamiento con condiciones de aireación concretas y/o bajas cargas orgánicas.

Uno de los procedimientos alternativos, actualmente en estudio, para la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo de aguas residuales consiste en su precipitación en forma de estruvita. La estruvita ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) es un cristal de magnesio, ión amonio y fosfato, cuya cristalización natural ha causado problemas operacionales en estaciones depuradoras de aguas residuales con altas concentraciones de amonio y fosfato. A pesar de los inconvenientes iniciales derivados de su presencia, su formación ha pasado a ser una de las técnicas investigadas en el tratamiento de aguas residuales para la eliminación de nutrientes, teniendo como valor añadido su recuperación y uso final como fertilizante con alto contenido en fósforo.

La formación de estruvita se inicia con el proceso de nucleación, que consiste en la combinación de los iones para formar cristales de pequeño tamaño, seguido del crecimiento de los mismos. El proceso de crecimiento continúa hasta llegar a un estado de equilibrio en función de las concentraciones molares de magnesio, amonio y fosfato. Así, la formación de estruvita obedece a una relación equimolecular de sus componentes ( $\text{Mg}:\text{NH}_4:\text{PO}_4$ ) tal y como se muestra en la ecuación 1:

#### Ecuación 1



La precipitación ocurre cuando las concentraciones o actividades iónicas de sus tres componentes exceden el producto de solubilidad o el producto de actividad iónica en equilibrio respectivamente (Uludag-Demirer *et al.*, 2009). Entre los factores que van a afectar al proceso, además de las concentraciones molares de los tres componentes, se encuentran el pH, la temperatura y la presencia de otros iones (Doyle *et al.*, 2002).

La formación de estruvita se ha investigado en aguas residuales de muy diversa índole: procedentes de granjas de cerdos (Songa *et al.*, 2011; Celen *et al.*, 2007), fábricas de melaza (Türker *et al.*, 2007), lixiviados de vertedero (Xiu-Fen *et al.*, 2011), efluentes de industria de productos congelados marinos (Señoráns *et al.*, 2011) y aguas residuales domésticas (Battisoni *et al.*, 2001; Uludag-Demirer *et al.*, 2009) entre otras, la mayoría de ellas con altas concentraciones de fósforo y nitrógeno, en forma de fosfato y amonio, procedentes de la digestión anaerobia de fangos. Dependiendo de la problemática de partida, estas investigaciones se han centrado exclusivamente en la eliminación de fosfato o amonio, y en algunos casos en ambas. Por otra parte, la matriz utilizada ha sido tanto agua residual sintética como real. Los estudios se han realizado a escala de laboratorio (mediante el empleo de Jar-Test), escala piloto y/o industrial, estando las tecnologías empleadas basadas en procesos de precipitación en tanque agitado, lecho fluidificado o columnas aireadas entre otros.

Un punto importante a tener en cuenta es que, debido a la gran variación en la composición de las distintas aguas residuales, es necesario la realización de un estudio inicial a escala de laboratorio del potencial de formación de la estruvita en cada caso específico (Celen *et al.*, 2007). Asimismo, la formación de estruvita puede evaluarse en base a la disminución de la concentración de los io-

nes fosfato, magnesio o amonio. En los dos primeros casos, la concentración puede ser sobreestimada debido a la formación de otras especies. En cambio, para el amonio, una vez evaluada la existencia de pérdidas por evaporación, una disminución en la concentración de amonio sólo podrá ser atribuible a la formación de estruvita (Uludag-Demirer *et al.*, 2009).

En este trabajo de investigación se presentan los resultados obtenidos a nivel de laboratorio del proceso de formación y precipitación de estruvita para la eliminación de nitrógeno y fósforo en un agua residual urbana procedente de una EDAR con biodiscos, utilizando como parámetro indicador la concentración de amonio en la muestra.

## ESTUDIO EXPERIMENTAL

### Caracterización del agua residual

Para llevar a cabo la investigación, se eligieron tres EDARs gestionadas por Aguas de Córdoba con sistemas de biodiscos: Pedroche (zona norte), Nueva Carteya y Carcabuey (zona sur). La importancia del estudio de la zona norte radica en que ésta se caracteriza por un agua residual con alta concentración de nutrientes al tratarse de zonas ganaderas y, además, por verter a la Cuenca del Guadiana, en la que se encuentra el embalse de la Colada destinado para el abastecimiento. La zona sur se caracteriza por aguas menos cargadas.

Inicialmente se comenzó la toma de muestras integradas en la EDAR de Pedroche (1 sistema de biodiscos), en cuatro puntos: entrada y salida de planta, y entrada y salida de biodiscos. Una vez caracterizado el proceso de depuración, se optó por tomar como muestras para la experimentación las de la salida de planta, al tener una mayor proporción amonio/nitrógeno y fosfato/fósforo. Posteriormente, se llevó a cabo el muestreo en las EDARs de Carcabuey (2 sistema de biodiscos) y Nueva Carteya (4 sistemas de biodiscos), descartándose finalmente ambas como candidatas para la investigación al cumplir con los niveles exigidos por la legislación para nitrógeno y fósforo. A continuación se muestran los valores medios anuales obtenidos para amonio, nitrógeno total, fosfatos y fósforo total, en las muestras integradas tomadas en la EDAR de Pedroche:

**Tabla 1.** Valores medios anuales obtenidos en las muestras integradas tomadas a la salida de la EDAR de Pedroche durante el año 2012.  $\text{NH}_4^+$ : amonio;  $\text{N-NH}_4^+$ : nitrógeno amónico;  $\text{N}_{\text{total}}$ : nitrógeno total.  $\text{PO}_4^{3-}$ : fosfato;  $\text{P-PO}_4^{3-}$ : fósforo como fosfato;  $\text{P}_{\text{total}}$ : fósforo total. Los valores de N distinto de  $\text{NH}_4^+$  y P distinto de  $\text{PO}_4^{3-}$  han sido obtenidos por diferencia.

$\text{NH}_4^+$	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N}_{\text{total}}$	N distinto de $\text{NH}_4^+$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{P-PO}_4^{3-}$	$\text{P}_{\text{total}}$	P distinto de $\text{PO}_4^{3-}$
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
49,82±14,95	38,67±11,70	43,13±10,65	4,46 ± 4,42	18,64±4,66	6,21±1,55	6,77±1,71	0,56 ± 0,39

## Materiales y métodos

En todos los experimentos realizados se utilizaron muestras reales de agua residual procedente de la salida de la EDAR de Pedroche. Estas muestras se fortificaron para obtener las concentraciones deseadas de amonio, fosfato y magnesio, utilizando para ello cloruro amónico, cloruro de magnesio, y disodio hidrógeno fosfato respectivamente. Las determinaciones de fosfato, fósforo total y nitrógeno total se realizaron por métodos fotoquímicos acordes con la ISO 6878, ISO 11905-1 y DIN 38405 D9. Las mediciones de pH y amonio se realizaron según recomienda el Standard Methods (APHA, 1998).

Para comprobar la viabilidad de la investigación, previamente se calculó la máxima eliminación de amonio y fosfato en base al producto de solubilidad ( $K_{ps}$ ) de la estruvita a 25 °C,  $K_{ps}$ :  $4,9 \times 10^{-14}$  (Pastor *et al.*, 2010). Una vez alcanzado el equilibrio se cumple que las concentraciones molares de los tres componentes son equivalentes (ecuación 1), obteniendo una concentración molar para cada uno de ellos de  $3,66 \times 10^{-5}$  mol/l, lo que es igual a 0,51 mg/l de nitrógeno y 1,13 mg/l de fósforo. Teniendo en cuenta estos valores y las concentraciones de nitrógeno y fósforo distintos de amonio y fosfato (tabla 1) se obtendrían concentraciones teóricas máximas de nitrógeno y fósforo en el agua residual inferiores al valor paramétrico para el nitrógeno, y próximas a éste para el fósforo.

Los experimentos de precipitación de estruvita se llevaron a cabo en un sistema Jar-Test en vasos de precipitado de 1 litro, salvo en el estudio de la influencia de la temperatura que se realizó con frascos cerrados y agitados con un agitador dentro de una estufa termostaticada. Tras añadir las concentraciones deseadas de amonio, magnesio y fosfato a 200 ml de muestra, se realizó el ajuste de pH con hidróxido sódico 1 N. El tiempo de reacción seleccionado fue de 30 minutos. Durante este tiempo las muestras se mantuvieron en agitación a 100 rpm para, posteriormente, estar en reposo otros 30 minutos. A continuación, se llevó a cabo el filtrado de las muestras, sin tomar el precipitado del fondo, utilizando para ello filtros de acetato de celulosa de 0,45  $\mu\text{m}$ , y se realizaron las medidas de amonio y fosfato. Como parámetro indicador de la formación de estruvita se eligió el valor de amonio en el sobrenadante, ya que tanto fosfato como magnesio pueden dar lugar a la formación de otros compuestos. También, en todos los casos, se realizó un control con la muestra fortificada con amonio para comprobar que su pérdida por volatilización era despreciable.

## RESULTADOS

Para evaluar la eliminación de nitrógeno y fósforo mediante la formación y precipitación de estruvita, se llevó a cabo el estudio de la influencia de los siguientes factores: concentración de amonio, influencia de la concentración de fosfato en el ratio molar [amonio: fosfato: magnesio], pH, efecto de otros iones presentes en la matriz, concretamente el calcio, y temperatura.

### **Influencia de la concentración de fosfato en el Ratio Molar [amonio: fosfato: magnesio] y de la concentración de amonio**

Como se ha comentado con anterioridad, la formación de estruvita ocurre cuando las concentraciones de sus tres componentes son superiores a las del producto de solubilidad, y se encuentran en

un ratio molar teórico de [1:1:1]. Sin embargo, la presencia de otros iones como el calcio e incluso el magnesio puede interferir en el proceso al competir por el fosfato, dando lugar a la formación de fosfatos cálcico y magnésico. Esto va a hacer que la concentración de fosfato disponible para formar estruvita disminuya (Songa *et al.*, 2011). Si se tienen en cuenta los valores de los productos de solubilidad de ambos compuestos ( $K_{ps}$  a 25 °C fosfato cálcico:  $2,07 \times 10^{-33}$  y fosfato magnésico:  $1,4 \times 10^{-24}$ ) frente a la de formación de la estruvita ( $K_{ps}$ :  $4,9 \times 10^{-14}$ ), se observa que la tendencia de formación del precipitado es: fosfato cálcico > fosfato magnésico > estruvita. En este apartado se ha evaluado de manera conjunta la influencia de la concentración de fosfato en el ratio molar y el efecto de la concentración de amonio. Se seleccionaron los ratios molares [amonio: fosfato: magnesio] [1:1:1], [1:2:1], [1:3:1] y [1:4:1] y, para estos ratios, los valores de concentración de amonio de 50, 100 y 200 mg/l. Se fijó un valor de pH de 9.

Tal y como se muestra en la figura 1, al aumentar la concentración de fosfato en los distintos ratios se aprecia un incremento en la eliminación de amonio (a), o lo que es lo mismo una disminución de la concentración de amonio en la muestra tras el proceso de precipitación (b), estando favorecida por tanto la formación de estruvita. Además, en los dos últimos ratios, [1:3:1] y [1:4:1], para concentraciones de amonio de 100 y 200 mg/l se obtiene prácticamente el mismo porcentaje de eliminación (80 y 90%, respectivamente), lo que indica que con el ratio [1:3:1] se ha alcanzado el equilibrio en la formación de estruvita. Por otra parte, el hecho de que sea necesario un ratio con una concentración de fosfato más alta, [1:3:1], indica la competencia entre los distintos iones por unirse al fosfato. En cuanto a la influencia de la concentración de amonio, ésta afecta de manera directa a la formación de estruvita, estando favorecida por un aumento de concentración (a). Otro hecho que se ha observado es que, salvo para el ratio [amonio: fosfato: magnesio] [1:1:1], la concentración de amonio que queda en la muestra tras el proceso de precipitación es prácticamente la misma para cada ratio independientemente de la concentración inicial. En cuanto a la eliminación de fosfato, se observa un porcentaje alto de eliminación en todos los casos (c), aumentando la concentración en aquellas muestras en las que su concentración inicial es mayor (d).

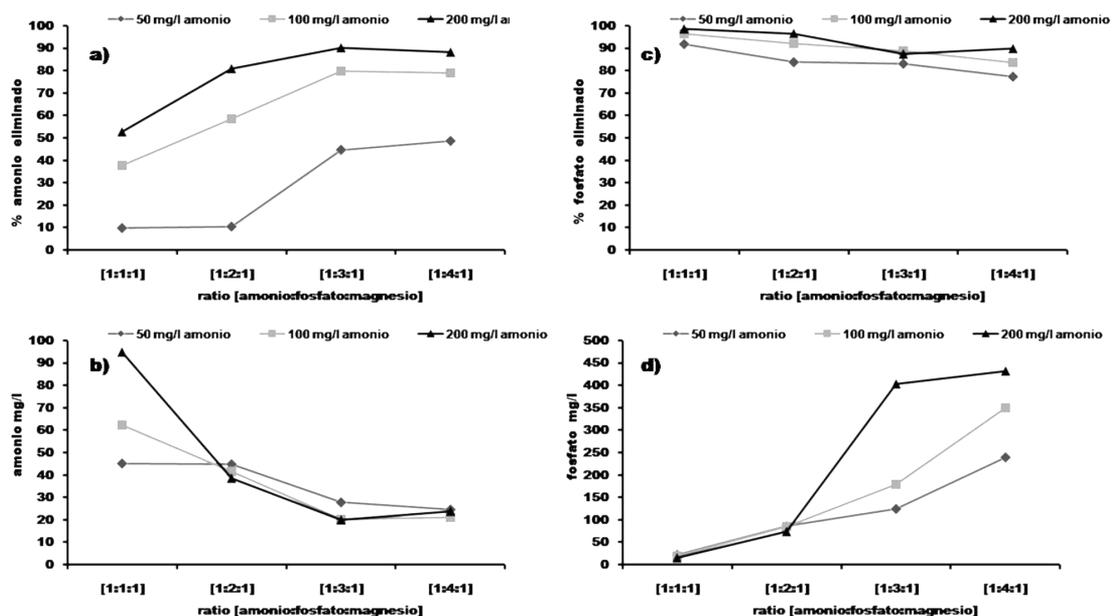


Figura 1. Porcentajes de amonio (a) y fosfato (c) eliminados y concentraciones de amonio (b) y fosfato (d) en la muestra, tras llevar a cabo la precipitación de estruvita, en función del ratio molar [amonio: fosfato: magnesio] y de la concentración de amonio.

Por todo lo anteriormente expuesto, se seleccionó el ratio [amonio: fosfato: magnesio] [1:3:1] como óptimo para la formación de estruvita en el agua residual de salida de la EDAR de Pedroche. Además, para la optimización de los demás parámetros, se optó por continuar trabajando con la concentración de amonio de 50 mg/l, ya que es la que más cercana está de la concentración real media en la muestra a estudio (tabla 1).

## Influencia del pH

Según distintos autores, la solubilidad mínima de la estruvita se encuentra a valores de pH comprendidos entre 8 y 10,7, y se disuelve rápidamente a pH inferiores a 5,5 (Ryu *et al.*, 2010). Aunque la concentración de protones no interfiere directamente en la ecuación del producto de solubilidad (ecuación 1), la precipitación de estruvita es altamente dependiente del pH, ya que la especiación tanto del amonio como del fosfato depende del mismo.

En este experimento se ha evaluado el efecto del pH en la formación de estruvita en muestra matriz tomando como condiciones de partida las establecidas en el apartado anterior (concentración de amonio 50 mg/l y ratio [amonio: fosfato: magnesio] [1:3:1]). Los valores de pH estudiados han sido: 8, 8,5, 9, 9,5 y 10. A continuación se presentan los resultados obtenidos:

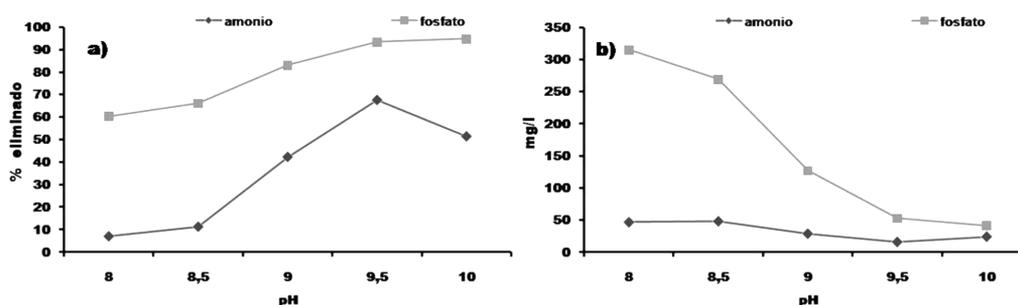


Figura 2. Porcentajes de amonio y fosfato eliminados (a) y concentraciones de amonio y fosfato en la muestra (b), tras llevar a cabo la precipitación de estruvita en función del pH (Ratio [amonio: fosfato: magnesio] [1:3:1], concentración de amonio 50 mg/l).

Como puede apreciarse, a valores de pH 8 y 8,5 la eliminación de amonio es muy baja (inferior al 20%). A medida que aumenta el pH, se observa claramente un incremento en la eficiencia de eliminación de amonio y una disminución de la concentración de fosfato en el sobrenadante. Por ello, finalmente se eligió el valor de pH de 9,5.

## Efecto matriz. Influencia del calcio

La formación de estruvita también se ve afectada por los iones presentes en la muestra (efecto matriz), siendo de gran importancia la interacción de los iones calcio y magnesio con el fosfato. Este hecho se ha puesto de manifiesto en la necesidad de incrementar la concentración de fosfato para obtener la máxima eliminación de amonio. Dependiendo de las concentraciones relativas de ambos iones se puede inhibir la formación de fosfato cálcico o de la estruvita (Moerman *et al.*, 2009). Esto

queda reflejado en diversas publicaciones, en las que se ha evaluado el efecto de la concentración de calcio, que puede expresarse como el ratio calcio/ magnesio.

El objetivo de este experimento es ver la influencia del ratio calcio/ magnesio en la formación de estruvita, siendo las condiciones de partida las seleccionadas en apartados anteriores. Para el ratio [amonio: fosfato: magnesio] [1:3:1], el ratio inicial calcio/magnesio obtenido es de 0,93, teniendo en cuenta que la muestra posee una concentración inicial de calcio de 110 mg/l. Los ratios molares calcio/magnesio estudiados han sido: 0,9, 0,5, 0,1 y 0,02:

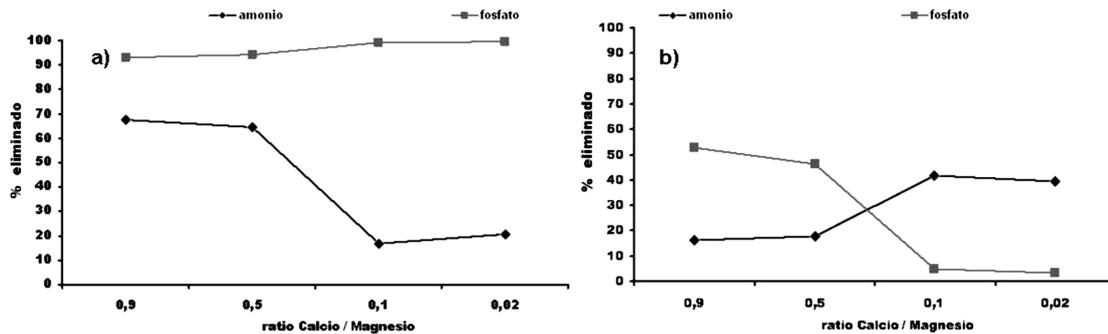


Figura 3. Porcentajes de amonio y fosfato eliminados (a) y concentraciones de amonio y fosfato en la muestra (b) tras llevar a cabo la precipitación de estruvita en función del ratio calcio / magnesio (Ratio [amonio: fosfato: magnesio] [1:3:1], concentración de amonio 50 mg/l, pH 9,5).

A partir de los resultados, puede verse cómo al aumentar la concentración de magnesio en la muestra y, por lo tanto disminuir el ratio calcio/magnesio, se produce una disminución en la eliminación de amonio y, por ello, en la formación de estruvita. Además, se observa un incremento en la eliminación de fosfato. Esto puede deberse, como se comentó con anterioridad, a la tendencia a formarse unos compuestos u otros en función de las constantes de solubilidad. En nuestro caso, las concentraciones de partida de amonio son bajas y, como ha quedado patente anteriormente, la concentración de amonio tiene una influencia directa en la formación de estruvita. Este hecho, junto con la competencia de los demás iones presentes por unirse al fosfato, da lugar a que al aumentar la concentración de magnesio en el medio disminuya la formación de estruvita. En base a los resultados obtenidos se ha optado por no modificar el ratio calcio/magnesio.

### Influencia de la temperatura

La temperatura es un factor que afecta a la constante de solubilidad y, por tanto, al proceso de formación de la estruvita (Doyle *et al.*, 2002). En este estudio se evaluaron tres valores de temperatura, 20, 30 y 45 °C, tal y como se muestra en la siguiente figura:

A raíz de los resultados obtenidos, se observa que un aumento en la temperatura produce una menor precipitación de estruvita, hecho se atribuye a un aumento de la solubilidad.

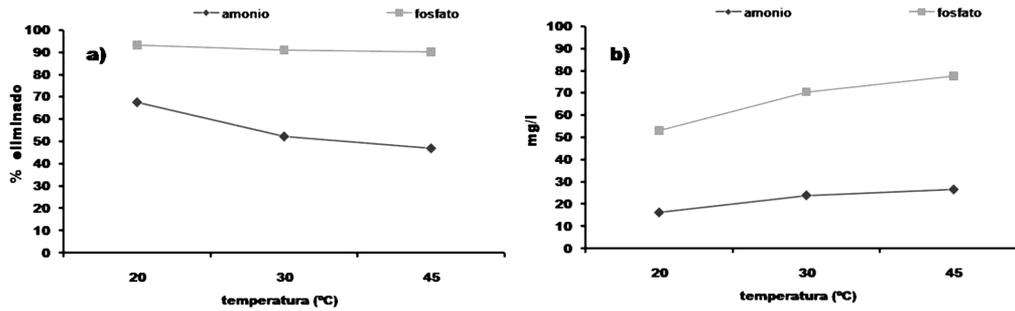


Figura 4. Porcentajes de amonio y fosfato eliminados (a) y concentraciones de amonio y fosfato en la muestra (b) tras llevar a cabo la precipitación de estruvita a distintos valores de temperatura (Ratio [amonio: fosfato: magnesio] [1:3:1], concentración de amonio 50 mg/l, pH 9,5).

## CONCLUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran la viabilidad experimental a escala de laboratorio de llevar a cabo la eliminación de nitrógeno y fósforo mediante la formación y precipitación de estruvita. Como la principal problemática en EDARs con biodiscos es la limitación para la eliminación de nitrógeno, en esta investigación se optó por tomar este objetivo como prioritario frente a la eliminación de fósforo, el cual puede ser eliminado posteriormente mediante precipitación química convencional.

Las condiciones óptimas obtenidas para llevar a cabo la formación y precipitación de estruvita en aguas residuales procedentes de la salida de la EDAR de Pedroche son: ratio molar [amonio: fosfato: magnesio] [1:3:1], pH 9,5, ratio calcio/magnesio 0,9 y una temperatura de 20 °C. Bajo estas condiciones, y para una concentración inicial de amonio de 50 mg/l se ha obtenido una concentración final en el sobrenadante de  $16,2 \pm 0,24$  mg/l de amonio y un 68% de eliminación (figura 4 a y b) que equivalen a  $12,6 \pm 0,19$  mg/l de nitrógeno. Si se considera además el valor medio de nitrógeno no amónico obtenido (tabla 1), se obtendría una concentración de nitrógeno total en el sobrenadante que oscilaría entre 12,6 y 21,48 mg/l. Estos resultados han de evaluarse teniendo en cuenta que se están considerando valores medios, y no el caso concreto de cada muestra.

Para el fosfato, debido a la gran cantidad que hay que añadir para favorecer la formación de estruvita y minimizar el efecto de otros iones, la concentración obtenida en el sobrenadante es de  $53,00 \pm 0,64$  mg/l para un 93% de eliminación (figura 4) o lo que es lo mismo  $17,70 \pm 0,21$  mg/l de fósforo. Si además se tiene en cuenta el fósforo distinto de fosfato se obtendrían unos valores de fósforo total en el sobrenadante entre 17,49 y 18,47 mg/l. En este caso habría llevar a cabo su precipitación química posterior (por ejemplo con cloruro férrico, etc.).

A raíz de los resultados obtenidos, el proceso de eliminación de nitrógeno y fósforo mediante la precipitación de estruvita se considera viable para reducir los niveles hasta los valores y porcentajes exigidos por la legislación, combinado con la precipitación química posterior del fosfato remanente en la muestra. El siguiente paso a seguir en futuras investigaciones será valorar su implantación a mayor escala, evaluando todos aquellos factores que influyen en el proceso.

## RECONOCIMIENTOS

Este trabajo es fruto del Convenio específico de colaboración “Calidad de las Aguas de la Provincia de Córdoba” entre el Grupo FQM-215 de la Universidad de Córdoba y la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA).

## REFERENCIAS

1. APHA (1998); Standard Methods for the examination of water and wastewater; APHA, 20<sup>th</sup> ed., Washington DC.
2. Battistoni, De Angelis, Pavan, Prisciandaro and Cecchi (2001); Phosphorus removal from a real anaerobic supernatant by struvite crystallization; Water Research 35, 9, 2167; Elsevier.
3. Celen, Buchanan, Burns, Robinson, Raman (2007); Using a chemical equilibrium model to predict amendments required to precipitate phosphorus as struvite in liquid swine manure; Water Research 41, 1689; Elsevier.
4. Directiva del Consejo 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (DOCE núm. L 135, de 30 de mayo de 1991).
5. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DOCE núm. L 327/1, de 22 de diciembre de 2000).
6. Doyle, Parsons (2002); Struvite formation, control and recovery. Water Research 36, 392; Elsevier.
7. Lucena, Cárdenas, Valcárcel, de la Cruz, Seoane (2012); Situación actual y perspectivas de la eliminación de nitrógeno y fósforo en aguas residuales. El papel de los biodiscos; Revista Tecnología del Agua 339, 54; Reed Business Information, S.A.
8. Moerman, Carballa, Vandekerckhovec, Derycked, Verstraeteb (2009); Phosphate removal in agro-industry: Pilot- and full-scale operational considerations of struvite crystallization; Water research 43, 1887; Elsevier.
9. Pastor, Mangin, Ferrer, Seco (2010); Struvite formation from the supernatants of an anaerobic digestion pilot plant; Bioresource Technology 101, 118; Elsevier.
10. Real Decreto 2116/1998 REAL DECRETO 2116/1998, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
11. Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas.
12. Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas.
13. Ryu, Lee (2010); Application of struvite precipitation as a pretreatment in treating swine wastewater; Process Biochemistry 45, 563; Elsevier.
14. Señorans, Barros, García-Toriello, Garrido (2011); Recuperación de fósforo mediante cristalización de estruvita en efluente de industria de productos congelados marinos; Revista Tecnología del Agua, 335, 26; Reed Business Information, S.A.

15. Songa, Qiua, Yuana, Cuia, Penga, Zenga, Duana, Xianga, Qiana (2011); Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite crystallization without chemical additions; *Journal of Hazardous Materials* 190, 140; Elsevier.
16. Túrker, Celen (2007); Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate; *Bioresource Technology* 98, 1529; Elsevier.
17. Uludag-Demirer, Othman (2009); Removal of ammonium and phosphate from the supernatant of anaerobically digested waste activated sludge by chemical precipitation. *Bioresource Technology* 100, 3236; Elsevier.
18. Xiu-Fen, Barnes, Jian (2011); Performance of struvite precipitation during pretreatment of raw landfill leachate and its biological validation; *Environmental Chemical Letters* 9, 71; Springer.

## CONTACTO

**Persona de contacto:** José Manuel Seoane Santiago

**Organización:** Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA)

**Dirección:** Avenida del Mediterráneo s/n. 14011 Córdoba

**Email:** [jmseoane@aguasdecordoba.es](mailto:jmseoane@aguasdecordoba.es)